



FACULTAD DE CIENCIAS DEL MAR Y AMBIENTALES
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA



***Estudio preliminar de la ictiofauna en cinco playas
del Golfo de Cádiz***

Carlos Rodríguez García

Puerto Real, a 29 de enero de 2018

TRABAJO FIN DE MÁSTER (PERFIL INVESTIGADOR)

MÁSTER ACUICULTURA Y PESCA

ESTUDIO PRELIMINAR DE LA ICTIOFAUNA EN CINCO PLAYAS DEL GOLFO DE CÁDIZ

Memoria presentada por Carlos Rodríguez García

para la obtención del Título de Máster

en Acuicultura y Pesca

(Perfil Investigador)

Fdo. Carlos Rodríguez García

Puerto Real, a 29 de enero de 2018

TRABAJO DE MÁSTER (PERFIL INVESTIGADOR)

MÁSTER ACUICULTURA Y PESCA

Dra. Remedios Cabrera Castro, profesora del Departamento de Biología de la Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales, como Tutora del Trabajo Fin de Máster titulado *“ESTUDIO PRELIMINAR DE LA ICTIOFAUNA EN CINCO PLAYAS DE GOLFO DE CÁDIZ”* realizada por **Carlos Rodríguez García**.

INFORMA/N: que el trabajo presentado en la presente memoria se ha llevado a cabo bajo mi tutorización en las dependencias del Departamento de Biología de la Universidad de Cádiz.

Y para que así conste firmo/firmamos el presente informe en Puerto Real, 29 de enero de 2018.

Firma de la tutora

Fdo.: Remedios Cabrera Castro

TRABAJO FIN DE MÁSTER (PERFIL INVESTIGADOR)

MÁSTER ACUICULTURA Y PESCA

ÍNDICE DE CONTENIDOS

Resumen	1
Abstract	2
1. Introducción	3
2. Hipótesis y Objetivos	6
3. Material y Métodos	7
3.1. Área de estudio	7
3.2. Toma de muestras	8
3.3. Índices	11
3.4. Tratamiento estadístico	13
4. Resultados	14
4.1. Abundancia	14
4.2. Frecuencia de ocurrencia	17
4.3. Características biométricas	18
4.4. Índices	22
4.5. Análisis estadístico	25
5. Discusión	28
6. Conclusiones	34
7. Bibliografía	35
Anexos	41

ÍNDICE DE FIGURAS Y TABLAS

FIGURAS

<i>Figura 1. Mapa de la situación geográfica de las playas muestreadas</i>	8
<i>Figura 2. Esquema de la red tipo “chinchorro” utilizada en los muestreos</i>	9
<i>Figura 3. Esquema de las medidas tomadas en peces</i>	10
<i>Figura 4. Familias y número de especies, entre paréntesis, observadas en este estudio</i>	15
<i>Figura 5. Densidad de individuos (ind. /m²) por estación y playa</i>	17
<i>Figura 6. Biomasa de individuos (g/m²) por estación y playa</i>	17
<i>Figura 7. Relación de tamaño del total de ejemplares capturados</i>	19
<i>Figura 8. Intervalos de talla para las especies con mayor abundancia (en porcentaje): a) <u>Atherina presbyter</u>, b) <u>Dicentrarchus punctatus</u>, c) <u>Engraulis encrasicolus</u>, d) <u>Sardina pilchardus</u> y e) <u>Trachinotus ovatus</u></i>	20
<i>Figura 9. Distribución de tallas de las especies más abundantes por playas: a) <u>Atherina presbyter</u>, b) <u>Dicentrarchus punctatus</u>, c) <u>Engraulis encrasicolus</u>, d) <u>Sardina pilchardus</u>, e) <u>Trachinotus ovatus</u>; ST: Santa María del Mar, TG: Torregorda, CAMP: Camposoto, PB: Punta del Boquerón, BAR: La Barrosa</i>	21
<i>Figura 10. Distribución de tallas de las especies más abundantes por estación: a) <u>Atherina presbyter</u>, b) <u>Dicentrarchus punctatus</u>, c) <u>Engraulis encrasicolus</u>, d) <u>Sardina pilchardus</u>, e) <u>Trachinotus ovatus</u></i>	22
<i>Figura 11. Distribución de los grupos ícticos más abundantes en función de las variables ambientales: temperatura, estación (invierno y verano) y fase lunar (luna llena y luna nueva). Puntos azules: muestreos en invierno; Puntos rojos: muestreos en verano. Puntos verdes: grupos ícticos más abundantes: <u>A. presbyter</u> (Ath. pre.); <u>Clupeiformes</u>; <u>Dicentrarchus spp.</u> (Dic. spp.); <u>Mugilidae</u>; <u>Sparidae</u>; <u>T. ovatus</u> (Tra. ova.)</i>	26

TABLAS

<i>Tabla 1. Clases taxonómicas capturadas, número de ejemplares y porcentaje frente al total de individuos</i>	14
<i>Tabla 2. Número de individuos capturados por playa y por estación</i>	14
<i>Tabla 3. Número de especies por playa y por estación</i>	15
<i>Tabla 4. Abundancia absoluta por estación y playa de las distintas especies (ST: Santa María del Mar, TG: Torregorda, CAMP: Camposoto, PB: Punta del Boquerón, BAR: La Barrosa; I: invierno, V: verano)</i>	16
<i>Tabla 5. Frecuencias de ocurrencia por estación y playa de las distintas especies (ST: Santa María del Mar, TG: Torregorda, CAMP: Camposoto, PB: Punta del Boquerón, BAR: La Barrosa; I: invierno, V: verano)</i>	18
<i>Tabla 6. Valores de IRI por especie, estación y playa, así como promedio para cada especie y % de representación de cada especie en el total (ST: Santa María del Mar, TG: Torregorda, CAMP: Camposoto, PB: Punta del Boquerón, BAR: La Barrosa; I: invierno, V: verano)</i>	23
<i>Tabla 7. Índices de biodiversidad por estación y playa de las distintas especies (ST: Santa María del Mar, TG: Torregorda, CAMP: Camposoto, PB: Punta del Boquerón, BAR: La Barrosa; I: invierno, V: verano; R: índice de Margalef, H': índice de Shannon-Wiener, J': índice de Pielou, Dsi: índice de Simpson)</i>	25
<i>Tabla 8. Resultado de los test ANOVA y Kruskal-Wallis de la dependencia existente entre el número de especies presentes, captura total, abundancia de <u>A. presbyter</u>, <u>D. punctatus</u>, <u>E. encrasicolus</u>, <u>S. pilchardus</u> y <u>T. ovatus</u>, biomasa y longitud totales y biomasa y longitud total de <u>T. ovatus</u> en función de la playa, viento, fase lunar, día – noche o estación del año</i>	27

Resumen

Las playas de sustrato arenoso, a pesar de no poseer una alta complejidad de hábitat, son utilizadas como áreas de cría y refugio por peces en estadios juveniles debido a la disponibilidad de alimentos. El objetivo de este trabajo es estudiar la ictiofauna en cinco playas de la costa del Golfo de Cádiz. Para ello, se realizaron muestreos entre diciembre de 2016 y noviembre de 2017 usando una red de cerco de playa en cinco lances separados 25 metros entre sí. El rango de tamaño de los peces encontrados fue en su mayoría, entre 2 y 6 cm. Las especies más abundantes fueron *Atherina presbyter*, *Dicentrarchus punctatus*, *Engraulis encrasicolus*, *Sardina pilchardus* y *Trachinotus ovatus*. La abundancia de los grupos de peces más importantes está correlacionada con la estación y con la temperatura del agua. En tres de las playas los valores más altos de diversidad se produjeron en la estación de verano. El seguimiento y la realización de muestreos con una red de mayor tamaño permitiría determinar mejor la comunidad íctica de la zona.

Palabras clave: Golfo de Cádiz, cerco de playa, ictiofauna, área de cría, abundancia.

Abstract

Sandy beaches, despite of not having a high complexity of habitat, they are used as nurseries by juvenile fishes due to the availability of food. The aim of this work is to study the fish fauna at five beaches on the coast of the Gulf of Cadiz. For this purpose were surveys between December 2016 and November 2017 using a beach seine net in five samples separate 25 meter each other. The size range of the fish found was, mostly, between 2 and 6 cm. The most abundant species were *Atherina presbyter*, *Dicentrarchus punctatus*, *Engraulis encrasicolus*, *Sardina pilchardus* and *Trachinotus ovatus*. The abundance of the most important groups of fish is correlated with the season and the water temperature. In three of the beaches the highest values of diversity occurred in the summer season. Monitoring and conducting samplings with a larger beach seine would better determine the fish community in the area.

Key words: Gulf of Cadiz, beach seine, fish fauna, nurseries, abundance.

1. Introducción

Los hábitats costeros marinos, tales como estuarios, bahías o zonas intermareales rocosas actúan como áreas de cría para juveniles de muchas especies de peces (Lasiak, 1984; Ross y col., 1987; Bennett, 1989; Nash y col., 1994; Baldó y Drake, 2002; Taal y col., 2017). La permanencia en estas áreas de cría varía en el tiempo en función de la especie, aunque a menudo no suele ser superior a un año. Tras este tiempo migran hacia el hábitat adulto. Este comportamiento ocurre debido a que los hábitats protegidos ofrecen una serie de ventajas en términos de resguardo contra los depredadores además de suministro de alimentos (Bennett, 1989). Además, dichos hábitats costeros tienen un papel importante en las primeras etapas de vida de muchas especies de peces, siendo estas etapas fases críticas para asegurar un correcto reclutamiento. Muchas de estas especies poseen ciclos de vida complejos, comenzando éstos con una fase larvaria pelágica en aguas abiertas que pronto se traslada a la costa. (Biagi y col., 1998).

Las playas de sustrato arenoso también están consideradas como ambientes de transición, físicamente dinámicos y cambiantes, siendo aquí donde se produce la dispersión de la energía de las olas (Romer, 1990; Machado-Pessanha y col., 2003; Nanami y Endo, 2007; Lopes-Costa y col., 2017). A pesar de ello, y de la baja complejidad relativa de su hábitat, son utilizadas por los peces en sus estadios juveniles como “*nurseries*”. Los peces utilizan estos hábitats por varias razones, como son: la utilización de la comida disponible en la zona y turbidez y para protegerse de posibles depredadores (Beyst y col., 2001; Machado-Pessanha y col., 2003; Watt-Pringle y Strydom, 2003; Nanami y Endo, 2007; Lopes-Costa y col., 2017; Lopes-Costa y Zalmon, 2017; Olds y col., 2017). Pero, a la vez, las playas son uno de los principales lugares de ocio para millones de personas a lo largo de todo el mundo y, a su vez, son sistemas vulnerables a la presión antropogénica (Muñoz-Lechuga y col., 2018), ya que existen varios agentes de estrés para estas zonas y para los organismos que habitan en ellas como la contaminación, tanto lumínica como acústica, la limpieza y regeneraciones de playas, destrucción de las dunas por construcción de infraestructuras, la pesca

artesanal, etc. Dentro de estos agentes de estrés hay también factores que no son antropogénicos como el cambio climático o las especies invasoras (Defeo y col., 2009).

Las perturbaciones físicas presentes en estos hábitats influyen de manera distinta en función del grupo de organismos. A los invertebrados bentónicos, la perturbación causada por las olas les influye tanto en la estructura de la comunidad como en la zonificación de la misma. En cambio, en el caso de los peces, el grado de utilización de las playas variará en función de las características de las mismas (Romer, 1990).

Olds y col. (2017) encontraron que la abundancia de la ictiofauna presente en las playas tenía distintas relaciones con variables ambientales, teniendo una correlación positiva, por ejemplo, con la presencia de macrófitas, la temperatura del agua y la velocidad del viento mientras que a niveles medios de exposición al oleaje es cuando se presentaba los mayores niveles de diversidad, aunque existían especies cuya abundancia es mayor en zonas con menor oleaje y otras donde era mayor cuanto más oleaje había.

La densidad de las poblaciones de peces sufre variaciones, en función de las condiciones ambientales del lugar o siendo propias de la fisiología de las especies (Machado-Pessanha y col., 2003; Lopes-Costa y col., 2017). En las playas se esperan cambios tanto en especies como en abundancia (Machado-Pessanha y col., 2003) debidos al gran dinamismo y productividad que tienen estas áreas. Estas variaciones se presentan principalmente de dos formas:

- *Estacionales*: las variaciones de este tipo vienen de especies que interaccionan mucho con las variables medioambientales, con picos de reclutamiento y, principalmente influenciadas, por la temperatura (Machado-Pessanha y col., 2003; Nanami y Endo, 2007; Taal y col., 2017). Los movimientos de carácter ontogénico también pueden ser causa de estas variaciones (Machado-Pessanha y col., 2003; Nanami y Endo, 2007).
- *Diarias*: estos cambios están relacionados tanto por la búsqueda de alimento como por la huida de predadores, estando controlados por ciclos mareales y por el fotoperiodo (Machado-Pessanha y col., 2003; Taal y col., 2017).

Diversos trabajos como Lasiak (1981) o Lenanton (1982) concluyeron que la gran similitud de las playas arenosas con otros ecosistemas como estuarios o bahías se debe a que en estas zonas existen requisitos suficientes de refugio contra depredadores y de sustento alimenticio como ya se ha comentado anteriormente. Además, estos autores encontraron que los patrones de variación estacional y la estructura de edad de los peces son similares en ambos ecosistemas.

Comprender como utilizan las playas y como se distribuyen las diferentes especies ícticas un tema de vital importancia en la ecología de dichas especies, dado que forma parte de la estrategia que llevan a cabo las especies para reducir su mortalidad durante los primeros años de vida (Machado-Pessanha y col., 2003). Los estudios para comprender esto pueden realizarse con la ayuda de redes de playas.

Estudios con redes de playas se han llevado a cabo en playas de sustrato arenoso de distintas partes del mundo como el Golfo de México (Ross y col., 1987), Sudáfrica (Lasiak, 1981; 1984; Bennett, 1989; Romer, 1990), Escocia (Gibson y col., 1996), Brasil (Machado-Pessanha y col., 2003; Lopes-Costa y col., 2017; Lopes-Costa y Zalmon, 2017), Australia (Lenanton, 1982), Japón (Suda y col., 2002), las Islas Azores (Nash y col., 1994; Santos y Nash, 1995) o el mar Báltico (Taal y col., 2017). Sin embargo, en nuestras latitudes, existen pocos trabajos de este tipo (Reina-Hervás, 1987; Reina-Hervás y Serrano, 1987) y menos aún con esta metodología. En nuestra zona si se han realizado estudios para determinar los hábitos alimenticios de los peces < 100 mm en el estuario del río Guadalquivir (Drake y Arias, 1991; 1991b; Baldó y Drake, 2002) en los que se analiza el ictioplancton en el río San Pedro y en el caño de Sancti Petri, respectivamente.

Por tanto, creemos que es interesante la realización de estudios de este tipo para poder así aumentar el conocimiento sobre estas áreas en nuestra zona. Por ello nos planteamos el siguiente estudio.

2. Hipótesis y objetivos

Las **hipótesis** de partida de este estudio se basan en que las playas muestreadas son utilizadas como áreas de cría por las distintas especies de peces, ya sea durante todo el año o durante una parte de este en función de cada especie. Por lo tanto, cabe esperar que se encuentre tallas pequeñas de distintas especies en las playas elegidas para el estudio susceptibles de ser atrapadas usando los artes adecuados. También, se espera que los mayores valores de biodiversidad y riqueza se encuentren en aquellas playas que presentan menores alteraciones antrópicas además de que las variables ambientales influyen en la presencia de las especies en la zona.

Es por ello por lo que el **objetivo** general que se plantea en este trabajo es estudiar la ictiofauna en cinco playas de la costa del Golfo de Cádiz a partir de muestreos con red de playa. Para alcanzar este objetivo general se ha dividido en cinco objetivos específicos:

- *Muestrear e identificar los peces en las cinco playas elegidas hasta el taxón más bajo posible.*
- *Estimar la abundancia, densidad, biomasa y frecuencia de ocurrencia de peces en cada una de las cinco playas a lo largo de un año.*
- *Calcular los índices de biodiversidad para cada playa y por estación.*
- *Analizar la talla por zonas y estaciones del año para las especies con mayor abundancia.*
- *Indagar sobre la posible relación entre las especies y las variables ambientales.*

3. Material y métodos

3.1. Área de estudio

Los muestreos fueron realizados en cinco playas del Golfo de Cádiz, de rango mesomareal, dispuestas a lo largo de 15,71 km del litoral gaditano (figura 1). Las playas estudiadas fueron: Santa María del Mar (ST), Torregorda (TG), Camposoto (CAMP), Punta del Boquerón (PB) y La Barrosa (BAR). Las características de las playas se describen en base a los criterios del Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente (MAPAMA) y con más detalle se recogen en el Anexo I:

- *Santa María del Mar*: se encuentra en el municipio de Cádiz, estando limitada por dos espigones de contención. Posee una longitud de 650 m con una anchura de 50 m en la bajamar. Está clasificada con un alto grado tanto de urbanización como de ocupación.
- *Torregorda*: localizada en el término municipal de San Fernando, sus límites son un espigón al sur y la playa del Chato al norte. Su longitud es de 300 m con una anchura de 40 m en bajamar. Se clasifica como no urbanizada y con un grado medio de ocupación.
- *Camposoto*: situada en el municipio de San Fernando, se encuentra enclavada entre las playas de Torregorda al norte y Punta del Boquerón al sur. Su extensión es de 3.900 m teniendo una anchura de 60 m en bajamar. Se clasifica como semiurbana y con un grado medio de ocupación.
- *Punta del Boquerón*: ubicada dentro del término de San Fernando, situada entre la playa de Camposoto al norte y el caño de Sancti Petri al sur. Posee una extensión de 74 ha. Se clasifica como natural y no urbanizada, con un grado bajo de ocupación.
- *La Barrosa*: emplazada en el municipio de Chiclana de la Frontera, sus límites son el acantilado de la Barrosa y la Torre del Puerco. Tiene una extensión de 4.000 m y una anchura de 60 m en bajamar. Se clasifica con un grado alto tanto de urbanización como de ocupación.

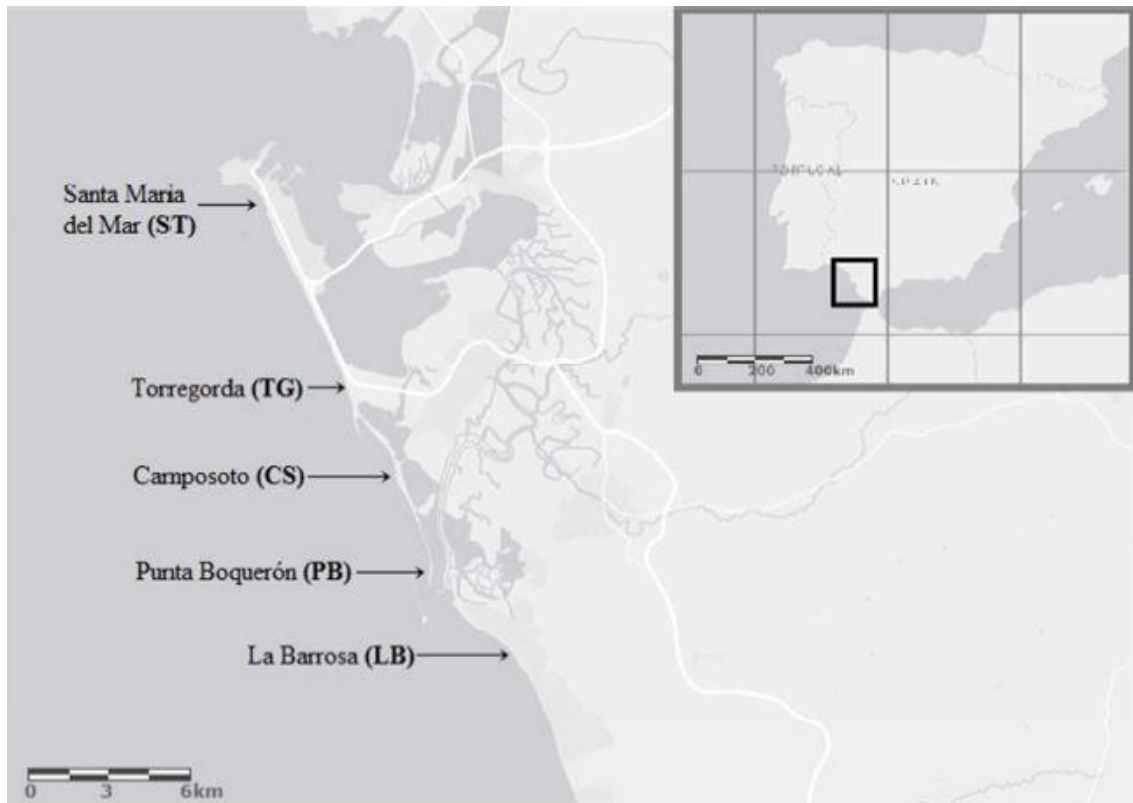


Figura 1. Mapa de la situación geográfica de las playas muestreadas.

3.2. Toma de muestras

Las playas seleccionadas se agruparon en dos estaciones: invierno (septiembre-febrero) y verano (marzo-agosto), porque en el Golfo de Cádiz existe una marcada estacionalidad bimodal (Sumner y col., 2001; Vargas y col., 2003; Lafuente y Ruiz, 2007). Los muestreos se realizaron mensualmente durante un año en el periodo comprendido entre diciembre de 2016 y noviembre de 2017 durante la bajamar viva, tanto diurna como nocturna. Por cada muestreo se realizaron cinco lances con 25 metros de separación entre ellos, determinándose de manera aleatoria si éstos se realizaban hacia la izquierda o hacia la derecha. El área total barrida fue de 1250 m². Para este estudio se utilizó una red de playa de tipo “chinchorro” de 10 m de largo, 2 m de alto, con 5 m de copo y una luz de malla de 0,5 cm (figura 2)

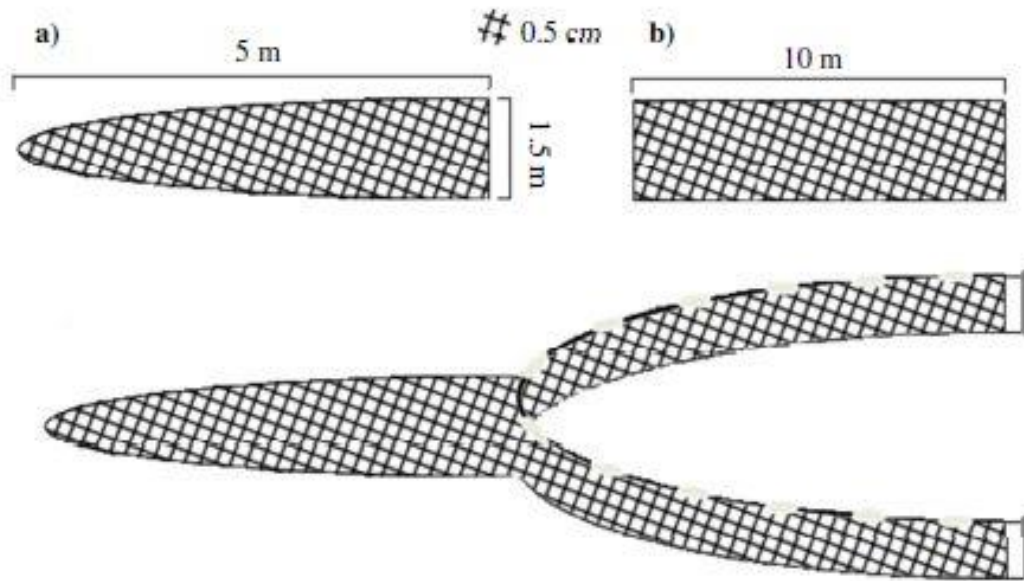


Figura 2. Esquema de la red de tipo "chinchorro" utilizada en los muestreos.

La red fue arrastrada por dos personas de forma perpendicular a la línea de costa hasta alcanzar una profundidad de 1,5 m desde la que se procedió a realizar el arrastre. Para minimizar el error inherente en cada lance sólo tres personas ejercieron de muestreadores a lo largo de todo el periodo de estudio. Antes de comenzar con los muestreos se determinó la manera más óptima de realizar los mismos y previamente se hicieron pruebas de arrastre perpendicular y paralelo a la costa. Se descartó esta última opción debido a que, aún con una altura de ola mínima, la apertura de la red en el agua no se producía completamente, no pudiéndose llevar a cabo correctamente el muestreo bajo esta premisa. Es por ello, que se optó por realizar los muestreos de forma perpendicular a costa.

Los datos tomados en cada muestreo fueron: el tiempo de pesca de cada lance, muestreadores, amanecer, salida del sol, puesta de sol, anochecer, coeficiente de mareas, altura de ola, dirección del viento, temperatura del agua del mar, fase lunar, así como el número de ejemplares capturados. De los organismos capturados todos los invertebrados se conservaron en alcohol al 70%, mientras que los peces se metieron en agua-hielo hasta su posterior congelación y embolsamiento. Una vez trasladados al

laboratorio los peces < 3 cm también fueron conservados en alcohol al 70% y el resto congelados para su posterior estudio.

La determinación de las especies ícticas se realizó usando los manuales de Arias y Drake (1990) y también Lloris (2015). Tras su identificación se procedió a medir en los ejemplares, mediante el uso de un calibre de 0,01 mm de precisión, su longitud total (LT) y estándar (LE) (figura 3). Se pesaron utilizando una balanza de 0,1 mg de precisión, y se extrajeron tanto los otolitos como el contenido estomacal para estudios posteriores.

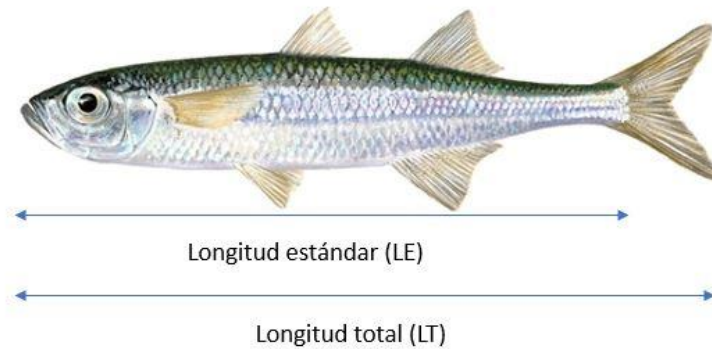


Figura 3. Esquema de las medidas tomadas en peces

La temperatura del agua se tomó *in situ* mediante el uso de un termómetro de sonda digital de 0,1°C. Los datos tanto de amanecer, salida del sol, anochecer y puesta del sol así como los coeficientes de mareas, altura de ola y dirección del viento fueron consultados en las aplicaciones:

- MSW-Magicseaweed (URL: <http://es.magicseaweed.com/>)
- Wisuki (URL: <http://es.wisuki.com/>)

3.3. Índices

Para la caracterización de las distintas zonas muestreadas, así como para observar posibles variaciones estacionales se procedió al cálculo de la abundancia relativa, expresándose como individuos/m² (Suda y col., 2002; Taal y col., 2017), biomasa relativa, expresándose como gramos/m², y de las frecuencias de ocurrencia, calculada como el número de lances en los cuales aparece la especie dividido entre el total de lances (Rosales-Casián, 2004; Góngora y col., 2009), referido en tanto por ciento.

Se calcularon los siguientes índices para estimar la diversidad de las zonas estudiadas:

a) Índice de Importancia Relativa (IRI):

Este índice se aplica principalmente en ecología para estudios de alimentación, aunque se puede aplicar para calcular la importancia de cada especie en la comunidad (Golani, 1993; Veiga y col., 2006) considerando a cada comunidad como “un estómago” y donde la ictiofauna presente se corresponde con los distintos ítems de presa que se hallarían en dicho estómago (Veiga y col., 2006). Se utiliza para estimar la dominancia de cada especie en el medio. Su expresión es:

$$IRI = (N\% + W\%) * Foc$$

Siendo N% la abundancia relativa en porcentaje, W% la biomasa relativa y Foc la frecuencia de ocurrencia, calculándose esta como: $Foc = \frac{Li}{Lt} * 100$, siendo L_t el número de lances totales y L_i el número de lances en los que aparecieron individuos de la especie i .

b) Índice de Margalef:

Se utiliza para estimar la biodiversidad en una comunidad teniendo como base la distribución numérica de los individuos de las diferentes especies en función de los individuos presentes en la muestra. Este índice supone que existe una relación entre el número de especies presentes con el número total de individuos.

$$R' = \frac{S - 1}{\ln N}$$

Siendo S el número de especies y N el número total de individuos.

c) *Índice de Shannon-Wiener:*

Su cálculo se basa en las abundancias de las distintas especies teniendo en cuenta la riqueza específica, así como la distribución de los individuos dentro de las comunidades. Es uno de los más utilizados en ecología.

$$H' = - \sum_{i=1}^S (p_i * \log_2 p_i)$$

Siendo p_i la proporción de individuos de las distintas “i” especies, su cálculo se realiza mediante la expresión: $\frac{n_i}{N}$. Siendo n_i el número de individuos de las especies “i” y N el número total de individuos de las S especies presentes.

H’ será igual a cero cuando exista una sola especie en la comunidad y máxima cuando todas las especies están representadas equitativamente.

d) *Índice de Pielou*

Indica de qué forma están distribuidos los individuos en la comunidad, calculando la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada. Su valor oscila entre 0 y 1, siendo 0 cuando solo una especie domina la comunidad y 1 cuando todas las especies están igualmente representadas en el medio. Su expresión es:

$$J' = \frac{H'}{\log_2 (S)}$$

Donde H’ es el índice de Shannon-Wiener y S es el número total de especies presentes.

e) *Índice de Simpson*

Permite calcular la diversidad y dominancia de los organismos en la comunidad. Este índice indica la probabilidad existente de que dos individuos de la misma especie, en el mismo hábitat, sean extraídos del medio en dos muestras al azar. Su valor varía

entre 0 y 1, siendo mínimo cuanto mayor sea la biodiversidad del hábitat. Se calcula como:

$$D' = \frac{\sum_{i=1}^S n_i (n_i - 1)}{N(N - 1)}$$

Siendo S el número total de especies presentes, n_i el número de ejemplares de cada especie y N el número total de organismos.

3.4. Análisis de datos

El software empleado para el análisis estadístico de los datos fue RStudio realizándose ANOVA o su alternativa test de Kruskal-Wallis para ver posibles relaciones de la abundancia y el número de especies con las playas, estación del año, viento, fase lunar, en función del cumplimiento de las hipótesis de normalidad, aleatoriedad y homocedasticidad de los datos. El nivel de significación utilizado fue de $\alpha = 0,05$. También se realizó un análisis de canónico de componentes principales (CCA) para relacionar la abundancia de la comunidad con las variables ambientales, se utilizaron modelos lineales en lugar de modelos unimodales debido a los gradientes obtenidos (<3). Para este análisis se utilizaron los grupos faunísticos (especies y familias) que tuvieron una abundancia mayor al 1,5%. Las variables utilizadas en este análisis fueron las que, mediante la aplicación de un test ANOVA de permutaciones (999 permutaciones), obtuvieron un p-valor < 0,05, siendo éstas “Estación” y “Temperatura”. Debido a la relación con alguna de las especies por separado, se decidió incluir también en el CCA la variable “Fase Lunar”. Los datos de abundancia fueron normalizados mediante el uso de la función $\log(x+1)$ para así igualar las varianzas entre especies.

4. Resultados

4.1. Abundancia

El total de individuos capturados fue de 1284 repartidos en distintas clases: actinopterigios, cefalópodos, cubozoos, escifozoos, gastrópodos, malacostráceos, picnogónidos y poliquetos (tabla 1). Se identificaron un total de 46 especies (Anexo II y Anexo III).

Tabla 1. Clases taxonómicas capturadas, número de ejemplares y porcentaje frente al total de individuos.

Clase	Nº Ejemplares	%
Actinopterigios	774	60,28
Gastrópodos	1	0,08
Cefalópodos	5	0,39
Picnogónidos	1	0,08
Malacostráceos	170	13,24
Escifozoos	2	0,16
Cubozoos	330	25,70
Poliquetos	1	0,08
Total	1284	

Los 774 ejemplares de actinopterigios, en los que se centra el estudio, se desglosaron por playas y estación (tabla 2). En cuanto al número de ejemplares capturados por playas el mayor número de ejemplares se capturó en Santa María del Mar (ST) con 226 individuos en verano y en Punta del Boquerón (PB) en invierno con 274. El número de ejemplares fue menor en La Barrosa (BAR) con 15 y en Torregorda (TG) con 18, en verano. El resto de playas oscilaron entre 34 y 55 individuos capturados.

Tabla 2. Número de individuos capturados por playa y por estación.

Playas	Invierno	Verano
ST	40	226
TG	38	18
CAMP	34	55
PB	274	35
BAR	39	15

En el análisis por familia, se capturaron un total de 13 familias diferentes entre las cuales se identificaron un total de 22 especies (figura 4). En la tabla 3, se puede observar que el mayor número de especies se dio en Camposoto (9) mientras que en la playa de La Barrosa fue donde se registró el menor número de ellas (3). El resto de playas osciló en invierno entre 6 y 8 mientras que en verano el número de especies capturadas osciló entre 5 y 8.

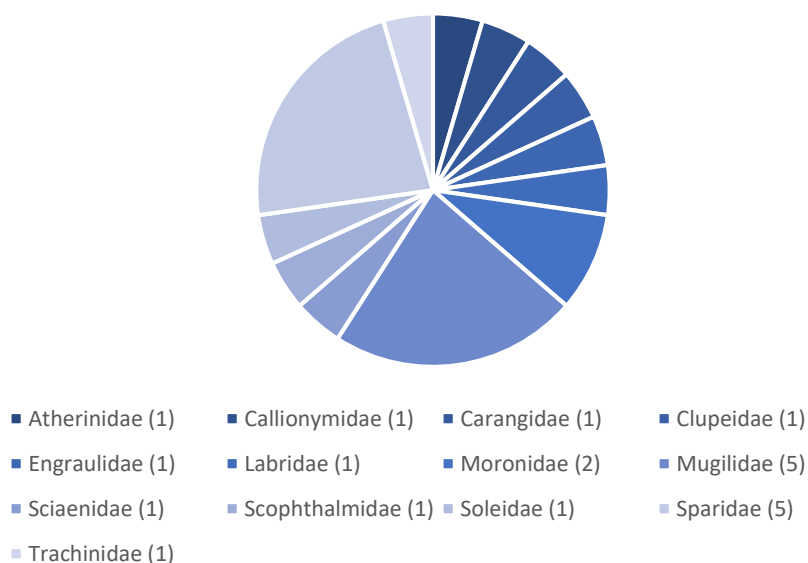


Figura 4. Familias y número de especies, entre paréntesis, observadas en este estudio.

Tabla 3. Número de especies por playa y por estación

Playas	Invierno	Verano
ST	6	8
TG	8	5
CAMP	7	9
PB	7	8
BAR	6	3

Respecto a la abundancia por especies capturadas a lo largo de todo el año (tabla 4), se observa que cinco especies son las más abundantes: *Atherina presbyter*, *Dicentrarchus punctatus*, *Engraulis encrasicolus*, *Sardina pilchardus* y *Trachinotus ovatus*.

Tabla 4. Abundancia absoluta por estación y playa de las distintas especies (ST: Santa María del Mar, TG: Torregorda, CAMP: Camposoto, PB: Punta del Boquerón, BAR: La Barrosa; I: invierno, V: verano).

Especies	ST		TG		CAMP		PB		BAR		Total
	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	
<i>Atherina presbyter</i>		82	1			17	7	4			111
<i>Callionymus sp.</i>					2				1		3
<i>Chelon labrosus</i>								1			1
<i>Dicentrarchus labrax</i>			1			1					2
<i>Dicentrarchus punctatus</i>		9		2	4	2		1		1	19
<i>Dicentrarchus sp.</i>					1						1
<i>Diplodus bellottii</i>								1			1
<i>Diplodus puntazzo</i>	1								1		2
<i>Diplodus sargus</i>		3		1	1	2					7
<i>Diplodus vulgaris</i>								1			1
<i>Engraulis encrasicolus</i>			15		4		242				261
<i>Liza aurata</i>	1		1			1	1		1		5
<i>Liza ramada</i>									1		1
<i>Liza saliens</i>		3									3
<i>Mugil cephalus</i>					2		1				3
<i>Pegusa lascaris</i>	1		1								2
<i>Sardina pilchardus</i>		108				18					126
<i>Scophthalmus rhombus</i>							1				1
<i>Sparus aurata</i>			2								2
<i>Symphodus roissali</i>				1							1
<i>Trachinotus ovatus</i>	35	20	17	13	20	14	22	25	35	13	214
<i>Trachinus draco</i>				1				1			2
<i>Umbrina ronchus</i>	2	1						1		1	5
Total por estación	40	226	38	18	34	55	274	35	39	15	774

En cuanto a la densidad (figura 5) los valores más bajos en ambas estaciones se dieron en Torregorda (0,03 ind. /m² en invierno y 0,014 ind. /m² en verano) y La Barrosa (0,031 ind. /m² en invierno y 0,012 ind. /m² en verano), mientras que los valores de mayor densidad fueron los de Punta del Boquerón en invierno (0,221 ind. /m²) y en Santa María del Mar (0,181 ind. /m²) en verano.

Respecto a la biomasa (figura 6) alcanzó su valor mínimo, tanto en invierno como en verano, en Torregorda (0,052 g/m² y 0,010 g/m² respectivamente), mientras que tuvo los máximos en La Barrosa (0,164 g/m²), en invierno, y en Camposoto (0,177 g/m²), en verano.

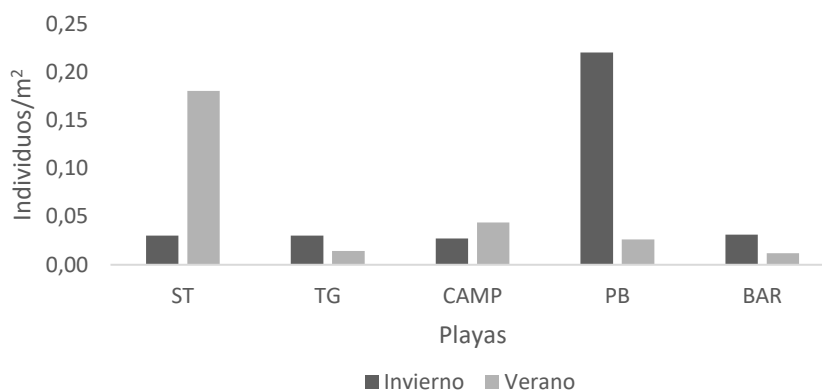


Figura 5. Densidad de individuos (ind. /m²) por estación y playa.

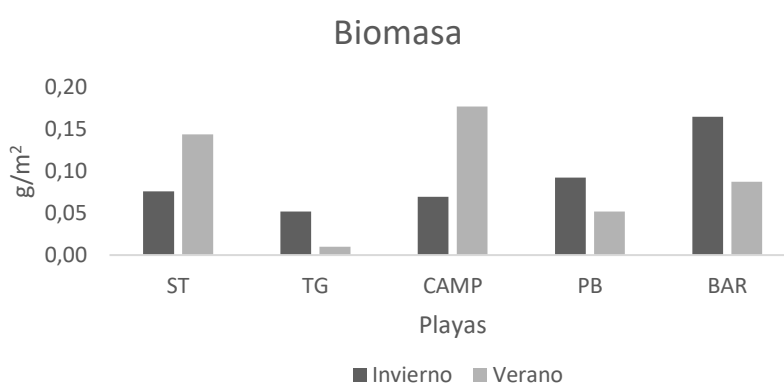


Figura 6. Biomasa de individuos (g/m²) por estación y playa.

4.2. Frecuencia de ocurrencia

Analizando las frecuencias de ocurrencia obtenidas (tabla 5) se vio que *T. ovatus* tuvo una ocurrencia igual o mayor al 20% en todas las playas y estaciones. El resto de especies tuvo una ocurrencia menor o igual al 10%, salvo *S. pilchardus* en Santa María del Mar en verano con un 20%.

De forma general, todas las especies, a excepción de *T. ovatus* con una ocurrencia total del 31,29%, tuvieron unas frecuencias de ocurrencia menores al 3%.

Tabla 5. Frecuencias de ocurrencia por estación y playa de las distintas especies (ST: Santa María del Mar, TG: Torregorda, CAMP: Camposoto, PB: Punta del Boquerón, BAR: La Barrosa; I: invierno, V: verano).

Especie	ST		TG		CAMP		PB		BAR		Total
	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	
<i>Atherina presbyter</i>		3,33	2,50			6,67	6,67	6,67			2,58
<i>Calliormus sp.</i>					6,67						0,65
<i>Chelon labrosus</i>								3,33	2,5		0,65
<i>Dicentrarchus labrax</i>			2,50			3,33					0,65
<i>Dicentrarchus punctatus</i>		3,33		3,33	6,67	6,67		3,33		5	2,58
<i>Dicentrarchus sp.</i>					3,33						0,32
<i>Diplodus bellottii</i>								3,33			0,32
<i>Diplodus puntazzo</i>	3,33									2,5	0,65
<i>Diplodus sargus</i>		10,00		3,33	3,33	6,67					2,26
<i>Diplodus vulgaris</i>								3,33			0,32
<i>Engraulis encrasicolus</i>			5,00		6,67		6,67				1,94
<i>Liza aurata</i>	3,33		2,50			3,33	3,33		2,5		1,61
<i>Liza ramada</i>									2,5		0,32
<i>Liza saliens</i>		10,00									0,97
<i>Mugil cephalus</i>					6,67		3,33				0,65
<i>Pegusa lascaris</i>	3,33		2,50								0,65
<i>Sardina pilchardus</i>		20,00				10,00					2,90
<i>Scophthalmus rhombus</i>							3,33				0,32
<i>Sparus aurata</i>			5,00								0,65
<i>Symphodus roissali</i>				3,33							0,32
<i>Trachinotus ovatus</i>	60,00	23,33	32,50	20,00	43,33	20,00	43,33	26,67	30	55	31,29
<i>Trachinus draco</i>				3,33		3,33		3,33			0,65
<i>Umbrina ronchus</i>	6,67	3,33						3,33		5	1,61
Lances totales	30	30	40	30	30	30	30	30	40	20	310

4.3. Características biométricas

En el análisis de las tallas obtenidas para los 774 ejemplares capturados, se observó que las frecuencias de tamaño más comunes oscilaron entre 2 y 4 cm de longitud total (LT), con un 52,84% de ejemplares en ese rango de talla, y entre 4 y 6 cm, con un 24,16%. Por el contrario, las clases de talla menos representadas fueron los ejemplares con un tamaño igual o superior a 12 cm, con solo un 0,9% de las capturas, y los ejemplares entre 10 y 12 cm, representando estos un 2,07% del total (figura 7).

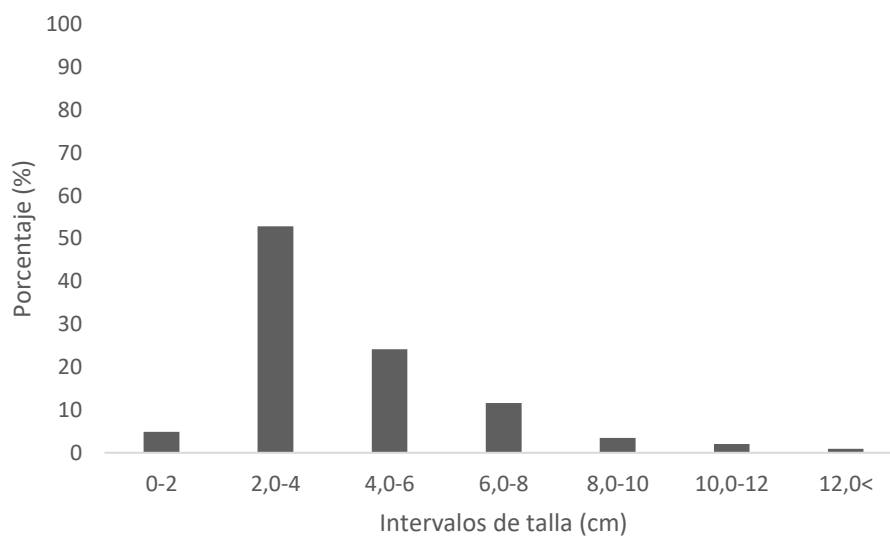


Figura 7. Relación de tamaño del total de ejemplares capturados

Respecto a las especies más abundantes (figura 8), para *D. punctatus*, *E. encrasicolus* y *T. ovatus* las clases de tallas más representadas oscilaron entre 2 y 4 cm, mientras que para *A. presbyter* y *S. pilchardus* fueron entre 4 y 6 cm.

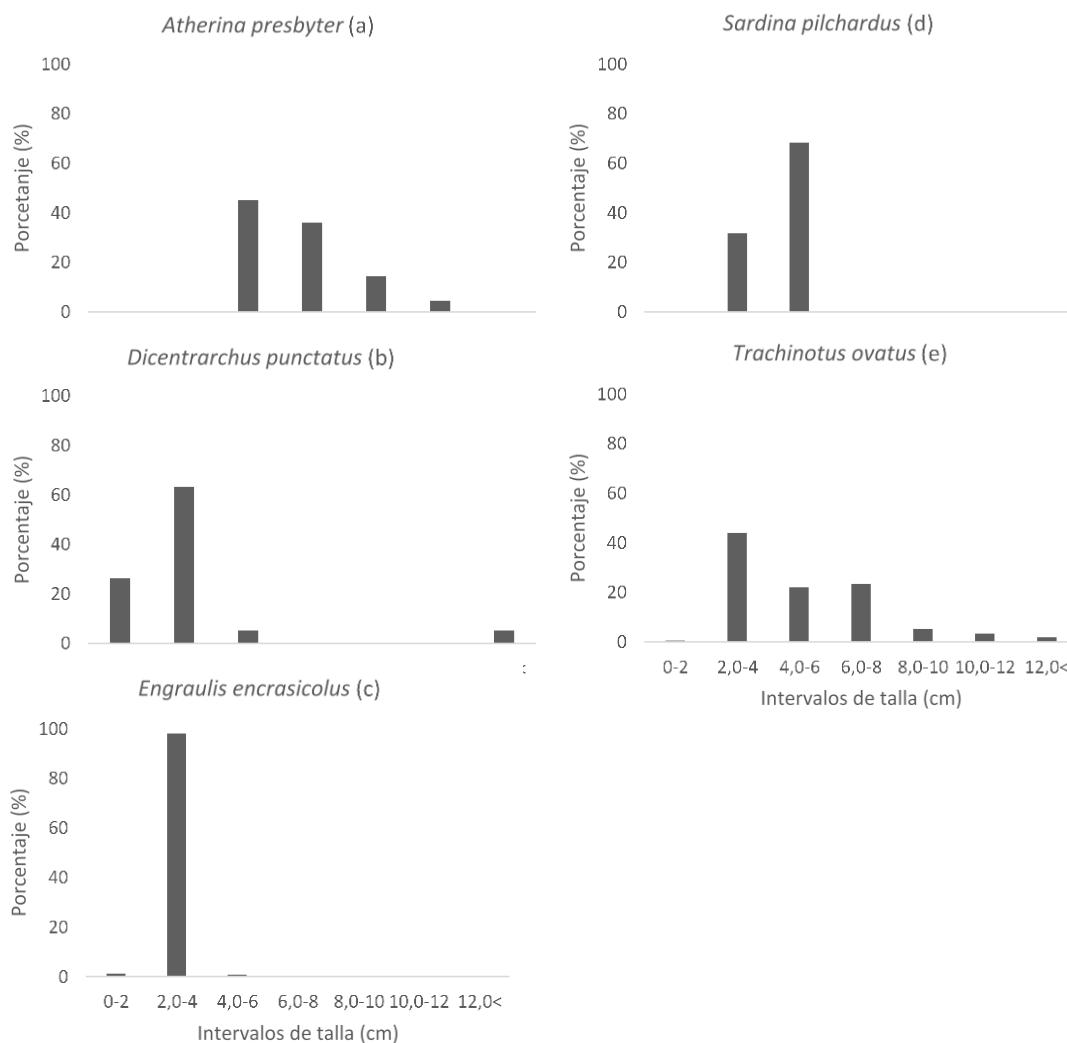


Figura 8. Intervalos de talla para las especies con mayor abundancia (en porcentaje): a) *Atherina presbyter*, b) *Dicentrarchus punctatus*, c) *Engraulis encrasicolus*, d) *Sardina pilchardus* y e) *Trachinotus ovatus*.

En la distribución tanto por playas (figura 9) como por estación (figura 10) de las especies ícticas más abundantes se vio que, a excepción de *E. encrasicolus* cuya mayor abundancia fue en Punta del Boquerón, las mayores abundancias de *A. presbyter*, *D. punctatus*, *S. pilchardus* y *T. ovatus* se obtuvieron en Santa María del Mar. Por estaciones *E. encrasicolus* y *T. ovatus* presentaron sus picos de abundancia en invierno mientras que *A. presbyter*, *D. punctatus* y *S. pilchardus* los presentaron en verano. Para todas las especies, los intervalos de tamaño más abundantes coinciden con los representados anteriormente en la figura 8.

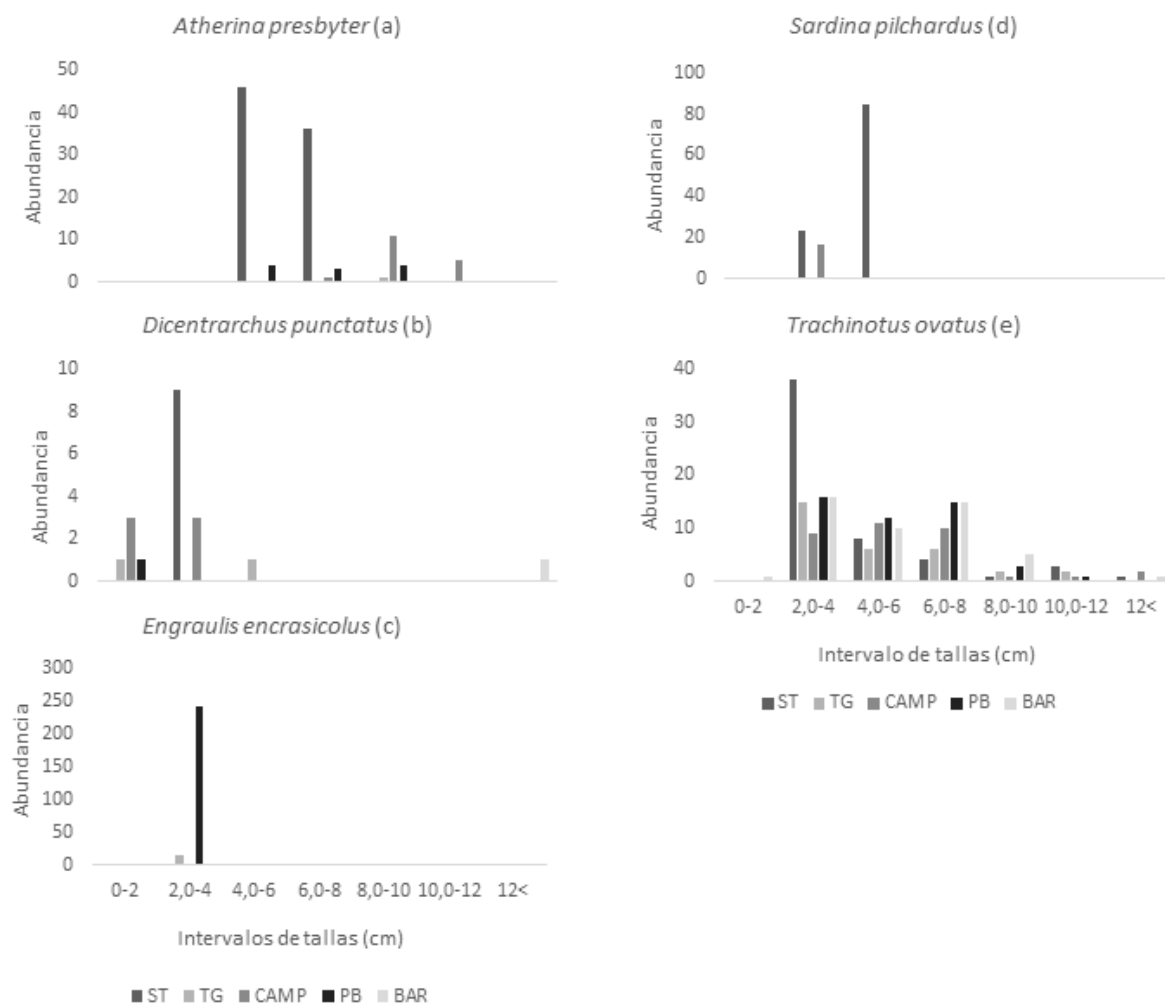


Figura 9. Distribución de tallas de las especies más abundantes por playas: a) *Atherina presbyter*, b) *Dicentrarchus punctatus*, c) *Engraulis encrasicolus*, d) *Sardina pilchardus*, e) *Trachinotus ovatus*; ST: Santa María del Mar, TG: Torregorda, CAMP: Camposoto, PB: Punta del Boquerón, BAR: La Barrosa.

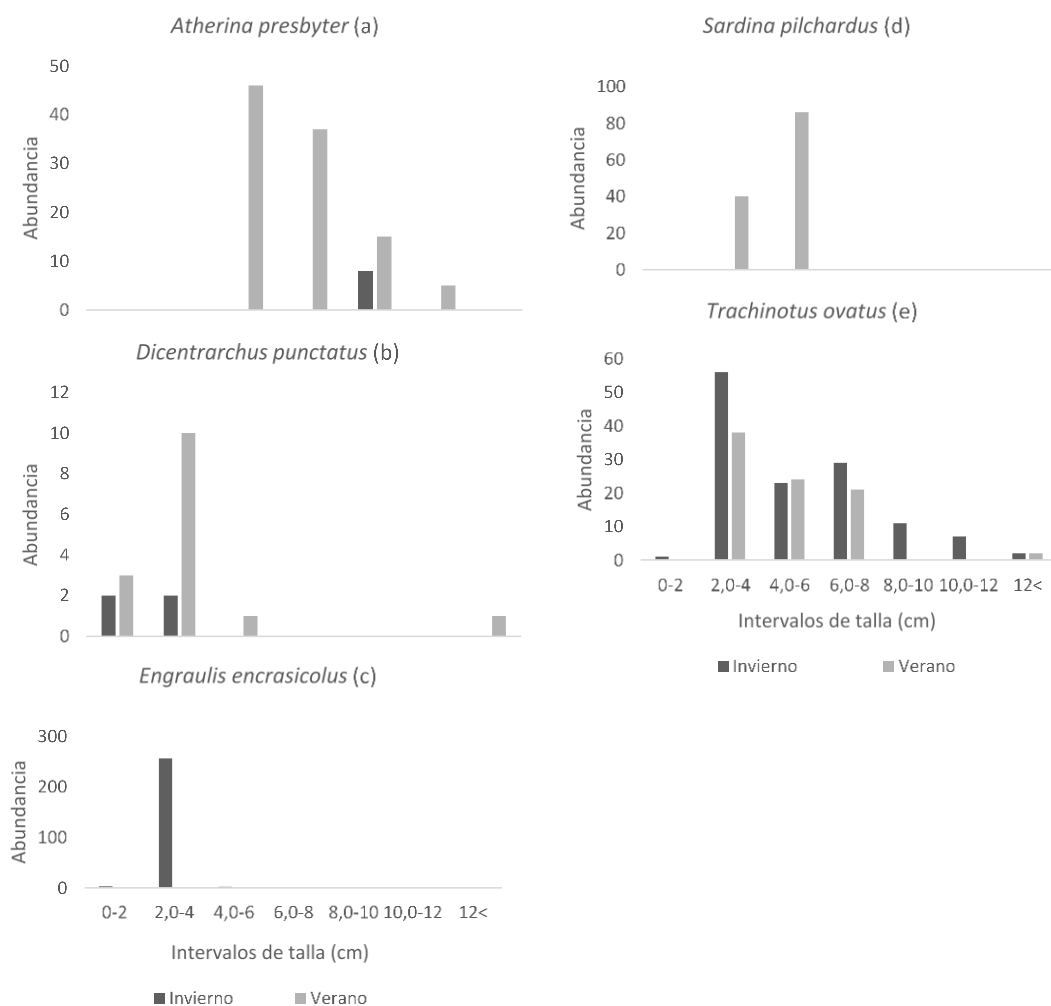


Figura 10. Distribución de tallas de las especies más abundantes por estación: a) *Atherina presbyter*, b) *Dicentrarchus punctatus*, c) *Engraulis encrasicolus*, d) *Sardina pilchardus*, e) *Trachinotus ovatus*.

4.4. Índices

a) Índice de Importancia Relativa (IRI)

El análisis de los resultados del cálculo del IRI (tabla 6) mostró que 5 especies aglutinan más del 90% del total de este índice siendo las especies con una mayor dominancia en el medio: *A. presbyter*, *D. punctatus*, *E. encrasicolus*, *S. pilchardus* y *T. ovatus*.

Tabla 6. Valores de IRI por especie, estación y playa, así como promedio para cada especie y % de representación de cada especie en el total (ST: Santa María del Mar, TG: Torregorda, CAMP: Camposoto, PB: Punta del Boquerón, BAR: La Barrosa; I: invierno, V: verano)

Especie	ST		TG		CAMP		PB		BAR		Promedio por especie	%
	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V		
<i>Atherina presbyter</i>		333,81	30,49			533,14	68,48	310,20			255,22	4,10
<i>Calliorymus sp.</i>					41,72				6,45		24,08	0,39
<i>Chelon labrosus</i>								9,57			9,57	0,15
<i>Dicentrarchus labrax</i>			6,69			6,16					6,42	0,10
<i>Dicentrarchus punctatus</i>		16,45		57,64	80,89	24,56		9,52		380,68	94,96	1,53
<i>Dicentrarchus sp.</i>					10,11						10,11	0,16
<i>Diplodus bellottii</i>								9,56			9,56	0,15
<i>Diplodus puntazzo</i>	8,41								6,44		7,42	0,12
<i>Diplodus sargus</i>		13,73		19,25	99,30	24,41					39,17	0,63
<i>Diplodus vulgaris</i>								9,69			9,69	0,16
<i>Engraulis encrasicolus</i>			206,45		85,42		754,50				348,79	5,61
<i>Liza aurata</i>	9,14		7,48			104,42	1,39		145,75		53,64	0,86
<i>Liza ramada</i>									6,44		6,44	0,10
<i>Liza saliens</i>		13,71									13,71	0,22
<i>Mugil cephalus</i>					39,93		1,31				20,62	0,33
<i>Pegusa lascaris</i>	34,28		42,99								38,64	0,62
<i>Sardina pilchardus</i>		1522,19				463,34					992,77	15,96
<i>Scophthalmus rhombus</i>							60,32				60,32	0,97
<i>Sparus aurata</i>			26,96								26,96	0,43
<i>Symphodus roissali</i>				22,46							22,46	0,36
<i>Trachinotus ovatus</i>	10754,18	363,94	3843,42	3280,37	5632,65	909,00	2498,03	3568,08	4019,07	6440,23	4130,90	66,41
<i>Trachinus draco</i>				20,59				16,07			18,33	0,29
<i>Umbrina ronchus</i>	34,76	1,56						10,89		33,85	20,27	0,33

b) Índice de Margalef

Sus valores máximos se obtuvieron en invierno en Torregorda (1,92) mientras que en verano fueron en Punta del Boquerón (1,96) y en Camposoto (2,00), a su vez los mínimos tuvieron lugar en invierno en la Punta del Boquerón (1,07) y en verano en La Barrosa (0,74). El resto de valores oscilaron entre 1,29 y 1,70. Tabla 7.

c) Índice de Shannon-Wiener

Para este índice, calculado a partir de la ecuación expuesta en la metodología, se obtuvieron valores altos en Camposoto tanto en invierno (1,96) como en verano (2,01) mientras que los valores menores se dieron en invierno en Punta del Boquerón (0,67) y La Barrosa (0,70) y en verano en La Barrosa (0,71). Tabla 7.

d) Índice de Pielou

En cuanto al cálculo de la equitatividad se observa que los máximos se produjeron en invierno en Camposoto (0,7) y en verano en Torregorda (0,66) así como mínimos en invierno en Santa María del Mar (0,3), Punta del Boquerón (0,24) y La Barrosa (0,28), siendo en esta última también la que arrojó el menor valor en verano (0,44). El resto de valores variaron entre 0,53 y 0,63. Tabla 7.

e) Índice de Simpson

En el análisis de la dominancia los valores de mayor diversidad se produjeron en invierno en Torregorda (0,34) y Camposoto (0,36), siendo esta última playa también la que obtuvo el valor de máxima diversidad en verano (0,26). Por el contrario, los lugares donde hubo una menor diversidad fueron Punta del Boquerón (0,79), Santa María del Mar (0,76) y La Barrosa (0,85) en invierno mientras que en verano ocurrió en Torregorda (0,52) y Punta del Boquerón (0,51). Tabla 7.

Tabla 7. Índices de biodiversidad por estación y playa de las distintas especies (ST: Santa María del Mar, TG: Torregorda, CAMP: Camposoto, PB: Punta del Boquerón, BAR: La Barrosa; I: invierno, V: verano; R: índice de Margalef, H' : índice de Shannon-Wiener, J' : índice de Pielou, D_{si} : índice de Simpson).

Índices	ST		TG		CAMP		PB		BAR	
	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V
R	1,36	1,29	1,92	1,38	1,70	2,00	1,07	1,97	1,36	0,74
H'	0,78	1,89	1,82	1,53	1,96	2,01	0,67	1,58	0,7	0,71
J'	0,3	0,63	0,61	0,66	0,7	0,63	0,24	0,53	0,28	0,44
D_{si}	0,76	0,37	0,34	0,52	0,36	0,26	0,79	0,51	0,85	0,74

4.5. Análisis estadístico

La influencia de las variables ambientales en la comunidad íctica se analizó mediante la realización de un análisis de canónico componentes principales (CCA). Las variables que más explicaban la variación en la abundancia de especies fueron la estación (81,32%) y la temperatura (14,28%). La selección de variables usando permutaciones ANOVA mostraron que la estación (p-valor 0,002) y la temperatura (p-valor 0,018) eran significativos. Pasando a analizar el CCA, solo el primer eje fue significativo (p-valor 0,009) mientras que el modelo completo también fue significativo (p-valor 0,019).

El CCA mostró que la variación total de los datos (inercia) fue 1,650; mientras que la variación total explicada fue 0,430. El primer eje reveló un índice de correlación especies-medio de Pearson aceptable (0,529) mientras que los otros dos ejes mostraron valores bajos (0,197 y 0,089). El primer eje (que tuvo el 81,32% de la variación) mostró una correlación negativa (-0,760) con la temperatura mientras que se correlacionó positivamente con la estación (0,918) y la fase lunar (0,344). El segundo eje (que tuvo el 14,28% de la variación explicada) tuvo una correlación negativa con la temperatura (-0,188) y la fase lunar (-0,933) mientras que con la estación mostro una correlación positiva (0,347).

El diagrama de ordenadas del CCA (figura 11) muestra que *T. ovatus* responde positivamente a la temperatura y negativamente a la estación, mientras que los Clupeiformes (*E. encrasicolus* y *S. pilchardus*) tuvieron una relación negativa con la temperatura mientras que fue positiva con la estación. Los demás grupos (*A. presbyter*,

Dicentrarchus spp., Mugilidae y Sparidae) mostraron una correlación positiva con la estación y negativa con la temperatura.

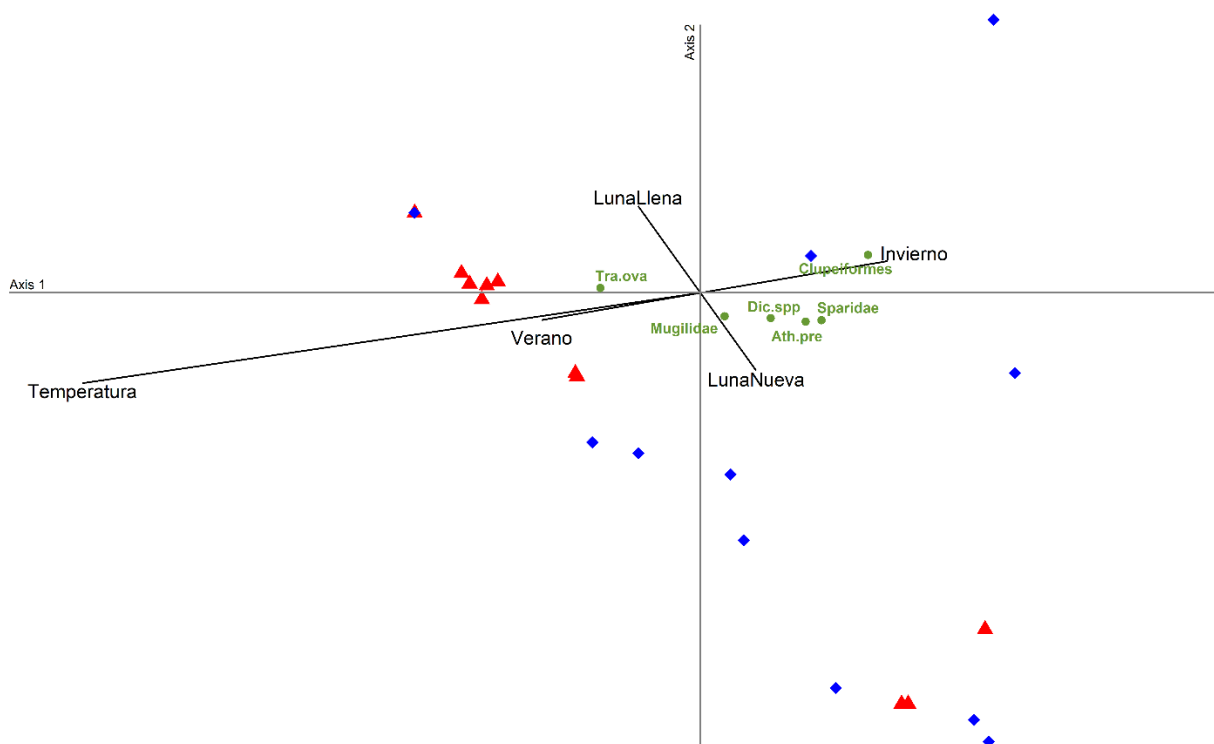


Figura 11: Distribución de los grupos ícticos más abundantes en función de las variables ambientales: temperatura, estación (invierno y verano) y fase lunar (luna llena y luna nueva). Puntos azules: muestreos en invierno; Puntos rojos: muestreos en verano. Puntos verdes: grupos ícticos más abundantes: *A. presbyter* (Ath. pre.); *Clupeiformes*; *Dicentrarchus spp.* (Dic. spp.); *Mugilidae*; *Sparidae*; *T. ovatus* (Tra. ova.)

La posible existencia de diferencias significativas entre el número de especies presentes, captura total, abundancia de *A. presbyter*, *D. punctatus*, *E. encrasicolus*, *S. pilchardus* y *T. ovatus*, peso y longitud de los ejemplares capturados y peso y longitud de *T. ovatus* en función de la playa, viento, fase lunar, día – noche o estación del año se agruparon en la tabla 8.

A la vista de los resultados obtenidos existen diferencias significativas para la abundancia de *D. punctatus* por estación del año (p-valor 0,042), de la abundancia de *T. ovatus* en función del viento (p-valor 0,043) y de la fase lunar (p-valor 0,019). Existen diferencias significativas en el peso y longitud de los ejemplares capturados para todos los factores analizados (p-valor <0,001 para todos excepto para la fase lunar, p-valor

0,0195), para el peso de *T. ovatus* hay diferencias significativas en función del viento (p-valor <0,001) y del momento del día (p-valor <0,001). En cuanto a la longitud de *T. ovatus* existen diferencias significativas por playas (p-valor 0,008), con el viento (p-valor <0,001) y en función del momento del día (p-valor <0,001). [Indicados en azul en la tabla 8]

Tabla 8. Resultado de los test ANOVA y Kruskal-Wallis de la dependencia existente entre el número de especies presentes, captura total, abundancia de A. presbyter, D. punctatus, E. encrasicolus, S. pilchardus y T. ovatus, biomasa y longitud totales y biomasa y longitud total de T. ovatus en función de la playa, viento, fase lunar, día – noche o estación del año.

	Playa	Viento	Fase lunar	Día - Noche	Estación
Nº especies	0,94	0,184	0,097	0,64	0,58
Captura total	0,913	0,205	0,681	0,339	0,509
Abundancia <i>A. presbyter</i>	0,676	0,594	0,202	0,857	0,0966
Abundancia <i>D. punctatus</i>	0,751	0,043	0,124	0,216	0,042
Abundancia <i>E. encrasicolus</i>	0,601	0,643	0,117	0,293	0,184
Abundancia <i>S. pilchardus</i>	0,453	0,622	0,106	0,565	0,056
Abundancia <i>T. ovatus</i>	0,794	0,043	0,019	0,533	0,29
Peso de ejemplares	<0,001	<0,001	0,0195	<0,001	<0,001
Longitud de ejemplares	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Peso <i>T. ovatus</i>	0,498	<0,001	0,368	<0,001	0,178
Longitud <i>T. ovatus</i>	0,008	<0,001	0,214	<0,001	0,086

5. Discusión

De acuerdo con los resultados obtenidos en este estudio, tanto la abundancia como las capturas fueron mayores en la estación de invierno respecto a la de verano. Estos resultados difieren de los encontrados en otros estudios como Naughton y Saloman (1978); Modde y Ross (1981); Reina-Hervás y Serrano (1987) o Felix y col. (2007) que indicaron que tanto el mayor número de capturas como la mayor abundancia se suelen encontrar en los meses cálidos mientras que los valores más bajos se esperan en los meses de invierno dado que en los meses cálidos es cuando suelen desovar un gran número de especies (Reina-Hervás y Serrano, 1987; Whitfield 1998; Strydom, 2003). En las playas estudiadas la tendencia contraria podría deberse a las capturas puntuales de numerosos ejemplares en algunos de los muestreos de invierno que han podido sesgar los resultados esperados. Hay que tener en cuenta que los datos de captura con la red de cerco no representan necesariamente la densidad ni la abundancia relativa total del área muestreada, ya que no todos los individuos presentes en la zona son capturados. Además, algunas especies presentan una capturabilidad mayor que otras (Lyons, 1986; Romer, 1990). La capturabilidad se entiende como “la fracción del stock¹ capturada por una unidad de esfuerzo estandarizada (efectiva)”. La capturabilidad se ve afectada por la disponibilidad de los peces, pudiendo ocurrir que bajo unas determinadas condiciones climáticas aumente o disminuya la disponibilidad de éstos haciendo que se produzca un aumento o descenso de la misma (ICCAT, 2018).

En la ictiofauna estudiada las familias con un mayor número de especies encontradas fueron la familia Moronidae con dos especies (*Dicentrarchus labrax* y *D. punctatus*) así como Mugilidae (*Chelon labrosus*, *Liza aurata*, *Liza ramada*, *Liza saliens* y *Mugil cephalus*) y Sparidae (*Diplodus bellottii*, *Diplodus puntazzo*, *Diplodus sargus*, *Diplodus vulgaris* y *Sparus aurata*), ambas con cinco especies. La presencia de dichas familias y especies en la zona ya se documentó anteriormente, sobre todo en los caños de la bahía de Cádiz, en trabajos como el de Arias y Drake (1990).

¹Stock: “Unidad biológica de una especie que forma un grupo de características ecológicas similares y, como unidad, es el sujeto de la evaluación y de la ordenación.” (ICCAT, 2018).

En nuestro estudio, la abundancia máxima de *D. punctatus*, *S. pilchardus* y *A. presbyter* se produjo en la estación de verano con una talla entre 2 y 4 cm para *D. punctatus* y entre 4 y 6 cm para *S. pilchardus* y *A. presbyter*, mientras que la presencia de *T. ovatus* se dio también en verano, pero el mayor pico de abundancia se obtuvo en invierno al igual que ocurre con *E. encrasicolus*. Para *T. ovatus* hubo una mayor distribución de tallas, pero el mayor número de individuos se encontró en el rango entre 2 y 4 cm, rango en el que también se observó la mayoría de ejemplares de *D. punctatus* y *E. encrasicolus*. Las abundancias de estas especies coinciden con lo descrito por otros autores para *S. pilchardus* (Wheeler, 1969; Arias y Drake, 1990; Santos y Nash, 1995; Baldó y col., 2006), *E. encrasicolus* (Arias y Drake, 1990; Baldó y col., 2006), *D. punctatus* (Arias y Drake, 1990), *A. presbyter* (Arias y Drake, 1990; Moreno y Castro, 1995) y *T. ovatus* (Chervinski y Zorn, 1976; Santos y Nash, 1995). Estos datos de alevines encontrados podrían indicar que la reproducción de *T. ovatus* se produce en los meses de primavera (Wheeler, 1969; Santos y Nash, 1995), *S. pilchardus* parece reproducirse en el periodo invernal (Baldó y col., 2006), la reproducción de *E. encrasicolus* se produciría en los meses de primavera y verano (Millán, 1999; Baldó y col., 2006; Ruiz y col., 2006; Hernández-Castro, 2012) mientras que *A. presbyter* se reproduciría también en la estación invernal también (Moreno y col., 2007) al igual que *D. punctatus* (Mehanna, 2006).

La distribución de tallas obtenidas muestra que el rango de tamaño de los peces que utilizan las playas en esta zona es, principalmente, entre 2 y 6 cm, siendo las especies con la mayor frecuencia de ocurrencia (*A. presbyter*, *D. punctatus*, *E. encrasicolus*, *S. pilchardus* y *T. ovatus*) en dichos rangos de tamaño. Por los tamaños encontrados y con la ocurrencia observada a lo largo del año podemos clasificar estas especies “*a priori*” como residentes parciales (Reina-Hervás y Serrano, 1987; Felix y col., 2007). La realización de muestreos a una mayor profundidad y dirigidos ayudaría a comprobar si además son especies residentes permanentes. Al igual que en otros trabajos como el de Bennett (1989), desconocemos la tasa de escape del arte, considerando que el pez fusiforme de entre 2 cm y 14 cm se muestreó de manera efectiva, mientras que las especies que se entierran, como los peces planos, fueron subestimadas casi con total seguridad.

Respecto a los distintos índices calculados los datos obtenidos al realizar el índice IRI indican que *A. presbyter*, *D. punctatus*, *E. encrasicolus*, *S. pilchardus* y *T. ovatus* son las especies con una mayor importancia en las playas muestreadas. La presencia en las playas y sistemas costeros de atherínidos, clupeidos, engráulidos y carángidos, donde se engloban cuatro de las especies anteriores, ha sido documentada por diversos autores (Wheeler, 1969; Beckley, 1984; Nelson, 1986; Reina-Hervás, 1987; Reina-Hervás y Serrano, 1987; Nash y col., 1994; Santos y Nash, 1995; Moreno y Castro, 1995; Ross y Lancaster, 2002; Felix y col., 2007; Marina y col., 2015). *D. punctatus* también ha sido documentado por Reyes-Martínez y col. (2015) realizado en las playas de Valdelagrana y Levante, como una especie que utiliza estas zonas. La presencia de estas especies en estos hábitats evidencia su utilización como zona de transición entre estuarios y mar abierto (Strydom, 2003). Estas especies tienen una dieta zooplanctófagas, encontrando en estas franjas gran suministro de alimento junto con la posibilidad de encontrar refugio frente a posibles depredadores (Clark y col., 1994; Felix y col., 2007).

Autores como Margalef (1982) o Moreno y Castro (1995) señalan que, debido a la competencia interespecífica existente tanto por los recursos como por el espacio, las distintas especies ícticas que viven en estas áreas han desarrollado diferentes estrategias para la optimización de estos recursos alimenticios y espaciales. Una de las estrategias más extendidas es la concentración de altas densidades de individuos de la misma especie utilizada, sobre todo, por pequeños pelágicos, cuyo tiempo de residencia en las zonas costeras es mayor, como *A. presbyter*, *E. encrasicolus* y *S. pilchardus* (Moreno y Castro, 1995). *T. ovatus* muestra una estrategia diferente para reducir la competencia con las especies anteriores, confiriendo una estabilidad mayor a la población, especializándose en la explotación de un recurso alimenticio principalmente como son los insectos costeros o los copépodos (Weatherley y Gill, 1987; Moreno y Castro, 1995; Batistic y col., 2005).

Los mayores valores de diversidad se alcanzan en la estación de verano en Santa María del Mar, Camposoto y Punta del Boquerón. En Torregorda se produce la tendencia inversa, produciéndose la mayor diversidad en invierno, mientras que en La Barrosa se dan valores bajos, los cuales se mantienen estables en ambas estaciones. La

diversidad en las playas de alto impacto, como La Barrosa, disminuye debido a las actividades humanas que en ellas se practican tales como la pesca o deportes acuáticos (Muñoz-Lechuga y col., 2018). La obtención de los mayores valores de diversidad en los meses de verano frente a los de invierno está documentada en la literatura (Naughton y Saloman 1978; Modde y Ross 1981; Felix y col., 2007). Los menores valores de diversidad de juveniles en las playas pueden deberse a que en esa época se produzca la migración desde las playas hacia el hábitat adulto (Allen, 1982; Felix y col., 2007). En Torregorda harían falta un mayor número de muestreos para poder confirmar o descartar que la diversidad en esta playa es mayor en la estación de invierno que en la de verano.

Por otro lado, los resultados del CCA muestran la existencia de una relación entre las aguas más cálidas (estación de verano y principio de la estación de invierno) y *T. ovatus* y de las aguas más frías (meses de invierno y principio de la estación de verano) con los clupeiformes (*E. encrasicolus* y *S. pilchardus*). Dichas relaciones coinciden con lo descrito en la bibliografía tanto para los clupeiformes (Baldó y col., 2006) como para *T. ovatus* (Chervinski y Zorn, 1976; Santos y Nash, 1995). La abundancia de los mugílidos parece tener relación con temperaturas del agua intermedias, que se correspondería con los meses de transición entre la estación de invierno y la de verano. Moura y Serrano-Gordo (2000) observaron que en Portugal la mayor abundancia de dichas especies se produjo entre los meses de mayo y agosto, mientras que Arias y Drake (1990) vieron que en los caños de la bahía de Cádiz dichas especies se presentaban, a excepción de *L. saliens* cuya presencia se vio en verano, entre los primeros meses del año y los meses de otoño. Se necesitarían muestreos dirigidos para determinar con exactitud la presencia de dicha familia en las playas estudiadas. La familia Sparidae está asociada a aguas más frías (meses de invierno y principio de verano), como ocurre con los clupeiformes. Dicha relación se observa también en el trabajo de Arias y Drake (1990) donde las especies de espáridos que aparecieron en los muestreos (*D. bellottii*, *D. puntazzo*, *D. sargus*, *D. vulgaris* y *S. aurata*) aparecieron entre los meses de primavera (marzo – abril) y los meses de otoño e invierno. *D. spp.* y *A. presbyter* están relacionados con temperaturas frías del agua (final de la estación de invierno), pero no tanto como los espáridos y los clupeiformes. En nuestra zona, Arias

y Drake (1990) vieron que *D. spp.* aparecieron en los caños de la bahía de Cádiz a lo largo de los meses de primavera. También vieron que las larvas de *A. presbyter* (<2 cm) aparecían a lo largo de todo el año en la zona.

Existen diferencias significativas tanto en el peso como en la longitud de los individuos capturados (p-valor 0,02 y <0,001 respectivamente), así como en la abundancia de *T. ovatus* (p-valor 0,019) con la fase lunar y las medidas biométricas (longitud y peso de los individuos) tanto totales (p-valor <0,001 para ambos) como de *T. ovatus* (p-valor <0,001 para ambos) en función del momento del día (muestreos diurnos o nocturnos). Las diferencias respecto a la fase lunar pueden deberse a que durante la fase de luna llena los juveniles extienden su zona de movimiento debido al mayor aporte lumínico, como describieron Vinagre y col., (2006) en juveniles de *Solea senegalensis*, donde la mayor cantidad de luz permitía a los ejemplares de dicha especie escapar mejor de posibles depredadores y aumentar la captura de presas. En cuanto a las diferencias existentes según el momento del día pueden ser debidas al comportamiento de los peces en etapas tempranas donde, durante el día, suelen esconderse en nichos complejos y con refugios frente a posibles predadores, aprovechando la noche para salir en busca de alimento hacia hábitats más abiertos (Lewin y col., 2004) o bien, como indica Reina-Hervás (1987) pueden ser debidas a que los ejemplares de mayor tamaño acuden a zonas menos profundas durante la noche en busca de alimento. Se necesitarían nuevos muestreos y dirigidos para comprobar a que se deben exactamente dichas diferencias en nuestra zona.

A su vez, la existencia de diferencias significativas para la longitud y el tamaño de los ejemplares por estación (p-valor <0,001 para ambos) podrían deberse al hecho de la existencia de una mayor diversidad en los meses de verano que en los de invierno (Naughton y Saloman 1978; Modde y Ross 1981; Felix y col., 2007). La existencia de diferencias significativas en la abundancia de *D. punctatus* por estación (p-valor 0,042) podrían ser debidas a la presencia de los juveniles provenientes de las puestas realizadas por los adultos en los meses invernales (Mehanna, 2006). También el viento presenta diferencias significativas con la longitud y tamaño de los ejemplares (p-valor <0,001 ambos), de *T. ovatus* (p-valor <0,001 ambos) así como con la abundancia de *D. punctatus* y *T. ovatus* (p-valor 0,043 ambos). Vinagre y col. (2009) observaron que el

viento influye en la supervivencia y retención de las larvas en especies como *Platichthys flesus* mientras que Corten y van de Kamp (1996) vieron que las abundancias de ciertas especies ícticas aumentaban en función del viento dominante. Sería interesante realizar más estudios en esta línea para comprobar el papel exacto del viento en las especies ícticas en estas playas.

La presencia de juveniles en las playas muestreadas a lo largo del año parece indicar que estas zonas son utilizadas por los peces como zona de alevinaje dadas sus condiciones ambientales favorables como lo son, por ejemplo, la alta productividad de las aguas o la disponibilidad de refugio contra los depredadores (Mann, 1982; Romer, 1990; Nash y col., 1994; Moreno y Castro, 1995). La realización de un futuro estudio con una red de mayor tamaño permitiría abarcar una mayor área de muestreo, ayudando a resolver las nuevas cuestiones surgidas tras la realización de este trabajo.

6. Conclusiones

- 1.- Las especies más abundantes en las playas muestreadas han sido: *Atherina presbyter*, *Dicentrarchus punctatus*, *Engraulis encrasicolus*, *Sardina pilchardus* y *Trachinotus ovatus*.
- 2.- La especie *Trachinotus ovatus* mostró la mayor frecuencia de ocurrencia en todas las playas.
- 3.- Los valores más altos de biodiversidad se dan en verano en Santa María del Mar, Camposoto y Punta del Boquerón. En Torregorda se producen los mayores valores de biodiversidad en invierno y en La Barrosa dichos valores son bajos en ambas estaciones.
- 4.- Las capturas realizadas con esta red de cerco de playa han oscilado para las principales especies entre 2 y 6 cm de longitud total.
- 5.- Los grupos de peces más abundantes muestran una correlación tanto con la temperatura del agua como con la estación del año.

Bibliografía

Allen, L. G. 1982. Seasonal abundance, composition and productivity of the littoral fish assemblage in upper Newport Bay California. *Fishery Bulletin*, **80(4)**: 769-789.

Arias, A.M.; Drake, P. 1990. Estados juveniles de la ictiofauna en los caños de las salinas de la bahía de Cádiz. Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía (CSIC) y Junta de Andalucía. 168 pp.

Baldó, F.; Drake, P. 2002. A multivariate to the feeding habits of small fishes in the Guadalquivir Estuary. *Journal of Fish Biology*, **61(A)**: 21-32.

Baldó, F.; García-Isarch, E.; Jiménez, M. P.; Romero, Z.; Sánchez-Lamadrid, A.; Catalán, I. A. 2006. Spatial and temporal distribution of the early life stages of three comercial fish species in the northeastern shelf of the Gulf of Cádiz. *Deep-Sea Research II*, **53**: 1391-1401

Batistic, M; Tutman, P.; Bojanic, D.; Skaramuca, B.; Kozul, V.; Glavic, N.; Bartulovic, V. 2005. Diet and diel feeding activity of juvenile pompano (*Trachinotus ovatus*) (Teleostei: Carangidae) from the southern Adriatic, Croatia. *Journal of Marine Biology Association U. K.*, **85**: 1533-1534.

Beckley, L. E. 1984. The ichthyofauna of the Sundays Estuary, South Africa, with particular reference to the juvenile marine component. *Estuaries*, **7 (3)**: 248-258.

Bennett, B. A. 1989. The fish community of a moderately exposed beach on the southwestern cape coast of South Africa and an assessment of this habitat as a nursery for juvenile fish. *Estuarine, coastal and shelf science*, **28**: 293-305.

Beyst, B.; Hostens, K.; Mees, J. 2001. Factors influencing fish and macrocrustacean communities in the surf zone of sandy beaches in Belgium: temporal variation. *Journal of Sea Research*, **46**: 281-294.

Biagi, F.; Gambaccini, S.; Zazzetta, M. 1998. Settlement and recruitment in fishes: The role of coastal areas. *Italian Journal of Zoology*, **65**: 269-274.

Chervinski, J.; Zorn, M. 1976. Note on occurrence and the food of juvenile kachlan (*Trachinotus ovatus*, Linnaeus) (Pisces, Carangidae) from the Mediterranean. *Aquaculture*, **10**: 179-185.

Clark, B. M.; Bennet, B. A.; Lamberth, S. J. 1994. A comparison of the ichthyofauna of two estuaries and their adjacent surf zones, with as assessment of the effects of beach-seining on the nursery function on estuaries for fish. *South African Journal of Marine Science*, **14**: 121-131.

Corten, A.; van de Kamp, G. 1996. Variation in the abundance of southern fish species in the southern North Sea in relation to hydrography and wind. *ICES Journal of Marine Science*, **53**: 1113-1119.

- Defeo, O.; McLachlan, A.; Schoeman, D. S.; Schlacher, T. A.; Dugan, J.; Jones, A.; Lastra M.; Scapini, F. 2009. Threats to sandy beach ecosystems: A review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **81(1)**: 1–12.
- Drake, P.; Arias, A. M. 1991a. Ichthyoplankton of a Shallow Coastal Inlet in South-west Spain: Factors Contributing to colonization and Retention. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **32**: 347-364.
- Drake, P.; Arias, A. M. 1991b. Composition and seasonal fluctuations of the ichthyoplankton community in a shallow tidal channel of Cadiz Bay (S. W. Spain). *Journal of Fish Biology*, **39**: 245-263.
- Felix, F. C.; Spach, H. L.; Moro, P. S.; Schwarz, R.; Santos, C.; Hackrad, C. W.; Hostim-Silva, M. 2007. Utilization patterns of surf zone inhabiting fish from beaches in Southern Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, **2(1)**: 27-39.
- Gibson, R. N.; Robb, L.; Burrows, M. T.; Ansell, A. D. 1996. Tidal, diel and longer term changes distribution of fishes on a Scottish sandy beach. *Marine Ecology Progress Series*, **130**: 1-17.
- Golani, D. 1993. The Sandy shore of the Red Sea – launching pad for Lessepsian (Suez Canal) migrant fish colonizers of the eastern Mediterranean. *Journal of Biogeography*, **20**: 579-585.
- Góngora, M. E.; Bovcon, N. D.; Cochia, P. D. 2009. Ictiofauna capturada incidentalmente en la pesquería de langostino patagónico *Pleoticus muelleri* Bate, 1888. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, **44(3)**: 583-593.
- Hernández-Castro, D. 2012. Sexualidad y reproducción del boquerón o longorón *Engraulis encrasicolus* (Osteichthyes: Clupeiformes: Engraulidae) en aguas de Gran Canaria. Tesis de Máster. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, España.
- ICCAT. 2018. Available at: <http://www.iccat.int/Documents/SCRS/Other/glosario.pdf> (Visitado el 11 enero 2018)
- Lafuente, J. G.; Ruiz, J. 2007. The Gulf of Cadiz pelagic ecosystem: a review. *Progress in Oceanography*, **74**: 228-251.
- Lasiak, T. A. 1981. Nursery Grounds of Juvenile Teleosts: Evidence from the Surf Zone of King's Beach, Port Elizabeth. *South African Journal of Science*, **77**: 388-390.
- Lasiak, T. A. 1984. Juveniles, food and the surf zone habitat: implications from teleost nursery areas. *South African Journal Zool.*, **21**: 51-56.
- Lenanton, R. C. J. 1982. Alternative non-estuarine nursery habitats for some commercially and recreationally important fish species of South-western Australia. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, **33**: 881-900.
- Lewin, W-C.; Okun, N.; Mehner, T. 2004. Determinants of the distribution of juvenile fish in the litoral area of a shallow lake. *Freshwater biology*, **49**: 410-424.

Lloris, D. 2015. Ictiofauna Marina: Manual de identificación de los peces marinos de la Península Ibérica y Baleares. Ediciones Omega. 674 pp.

Lopes-Costa, L.; Landmann, J. G.; Gaelzer, L. R.; Zalmon, I. R. 2017. Does human pressure affect the community structure of surf zone fish in sandy beaches? *Continental Shelf Research*, **132**: 1-10.

Lopes-Costa, L.; Zalmon, I. R. 2017. Surf zone fish diet as an indicator of environmental and anthropogenic influences. *Journal of Sea Research*, **128**: 61-75.

Lyons, J. 1986. Capture efficiency of a beach seine for seven freshwater fishes in a north-temperate lake. *North American Journal of Fish Management*, **6**: 288-289.

Machado-Pessanha, A. L.; Araújo, F. G.; De Azevedo, M. C. C.; Gomes, I. D. 2003. Diel and seasonal changes in the distribution of fish on a southeast Brazil sandy beach. *Marine Biology*, **143**: 1047-1055.

Mann, K.H. 1982. Ecology of coastal waters. A system approach. University of California Press. Berkeley and Los Angeles. 322 pp.

Margalef, R. 1982. Ecología. Ediciones Omega. S.A. Barcelona. 951 pp.

Marina, P.; Rodríguez, J. M.; Laiz-Carrión, R.; García, A.; Baro, J. 2015. Distribución espacial y variabilidad temporal de la comunidad de larvas de peces en la bahía de Málaga. *VIII Simposio MIA15*. Málaga.

Mehanna, S. F. 2006. Fisheries regulations base on yield per recruit analysis for the spotted seabass *Dicentrarchus punctatus* (Moronidae) at Bardawil lagoon, mediterranean coast of Sinai. Egypt. *Egyptian Journal of Aquatic Biology and Fisheries*, **4**: 129-145.

Millán, M. 1999. Reproductive characteristics and condition status of anchovy *Engraulis encrasicolus* L. from the Bay of Cadiz (SW Spain). *Fisheries Research*, **41**: 73-86.

Modde, T.; Ross, S. T. 1981. Seasonality of fishes occupying a surf zone habitat in the northern Gulf of Mexico. *Fishery Bulletin*, **78 (4)**: 911-921.

Moreno, T.; Castro, J. J. 1995. Community structure of the juvenile of coastal pelagic fish species in the Canary Islands waters. *Scientia Marina*, **59(3-4)**: 405-413.

Moreno, T.; Castro, J. J.; Socorro, J. 2004. Reproductive biology of the sand smelt *Atherina presbyter* Cuvier, 1829 (Pisces: Atherinidae) in the central-east Atlantic. *Fisheries Research*, **75**: 121-131.

Moura, I. M.; Serrano-Gordo, L. 2000. Abundance, age, growth and reproduction of grey mullets in Óbidos lagoon, Portugal. *Bulletin of marine science*, **67(2)**: 677-686.

Muñoz-Lechuga, R.; Gutiérrez-Martínez, M.; Sanz-Fernández, V.; Gómez-Cabeza, A.; Cabrera-Castro, R. 2018. Infralittoral-sublittoral (submerged zone) macroinfauna community structure of high-impact, medium-impact and non-impact beaches on the Gulf of Cádiz coast

(SW Spain). Evaluation of anthropogenic alterations: Nourishments, human impact and urbanization. *Marine Environmental Research*, **133**: 85-98.

Nanami, A.; Endo, T. 2007. Seasonal dynamics of fish assemblage structures in a surf zone on an exposed sandy beach in Japan. *Ichthyological Research*, **54**: 277-286.

Nash, R. D. M.; Santos, R. S. M.; Hawkings, S. J. 1994. Diel fluctuations of a sandy beach fish assemblage at Porto Pim, Faial Island, Azores. *Arquipélago – Life and Marine sciences*, **12A**: 75-86.

Naughton, S. P.; Saloman, C. H. 1978. Fishes of the nearshore zone of St. Andrew Bay, Florida, and adjacent coast. *Northeast Gulf Science*, **2 (1)**: 43 – 55.

Nelson, W. O. 1986. Predation and prey population variation in a high energy sand beach macrofaunal community. *Ophelia*, **26**: 305 – 316.

Olds, A. D.; Vargas-Fonseca, E.; Connolly, R. M.; Gilby, B. L.; Huijbers, C. M.; Hyndes, G. A.; Layman, C. A.; Whitfield, A. K.; Schlacher, T. A. 2017. The ecology of fish in the surf zones of ocean beaches: A global review. *Fish and Fisheries*, **00**: 1-12.

Reina-Hervás, J. A. 1987. Análisis de la ictiofauna infralitoral en el sureste español (Mediterráneo Occidental). *Cahiers de Biologie Marine*, **28**: 73-89.

Reina-Hervás, J. A.; Serrano, P. 1987. Ictiofauna infralitoral de la costa mediterránea andaluza: II. Bahía de Fuengirola (Málaga, España). *Miscellanea Zoologica*, **11**: 233-242.

Reyes-Martínez, M. J.; Lercari, D.; Ruíz-Delgado, M. C.; Sánchez-Moyano, J. E.; Jiménez-Rodríguez, A.; Pérez-Hurtado, A.; García-García, F. J. 2015. Human pressure on sandy beaches: implications for trophic functioning. *Estuaries and Coast*, **38**: 1782-1796.

Romer, G. S. 1990. Surf zone fish community and species response to a wave energy gradient. *Journal of Fish Biology*, **36**: 279-287.

Rosales-Casián, J. A. 2004. Composición, importancia y movimiento de los peces de Bahía de San Quintín, Baja California, México. *Ciencias Marinas*, **30(1A)**: 109-117.

Ross, S. W.; Lancaster, J. E. 2002. Movements and site fidelity of two juvenile fish species using surf zone nursery habitats along the southern North Carolina coast. *Environmental Biology of Fishes*, **63**: 161-172.

Ross, S. T.; McMichael Jr., R. H.; Ruple, D. L. 1987. Seasonal and diel variation in the standing crop of fishes and macroinvertebrates from a Gulf of Mexico surf zone. *Estuarine, Coastal & Shelf Science*, **25**: 391-412.

Ruiz, J.; García-Isarch, E.; Huertas, E.; Prieto, L.; Juárez, A.; Muñoz, J. L.; Sánchez-Lamadrid, A.; Rodríguez-Gálvez, S.; Naranjo, J. M.; Baldó, F. 2006. Meteorological and oceanographic factors influencing *Engraulis encrasicolus* early life stages and catches in the Gulf of Cádiz. *Deep-Sea Research II*, **53**: 1363-1376.

Santos, R. S.; Nash, R. D. M. 1995. Seasonal changes in a sandy beach fish assemblage at Porto Pim, Faial, Azores. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **41**: 579-591.

Strydom, N. A. 2003. Occurrence of larval and early juvenile fishes in the surf zone adjacent to two intermittently open estuaries, South Africa. *Environmental Biology of Fishes*, **66**: 349-359.

Suda, Y.; Inoue, T.; Uchida, H. 2002. Fish communities in the surf zone of a protected Sandy beach at Doigahama, Yamaguchi Prefecture, Japan. *Estuarine, Coastal & Shelf Science*, **55**: 81-96.

Sumner, G.; Homar, V.; Ramis, C. 2001. Precipitation seasonality in Eastern and southern coastal Spain. *International Journal of Climatology*, **21**: 219-247.

Taal, I.; Saks, L.; Rohtla, M.; Jürgens, K.; Svirgsden, R.; Kesler, M.; Verliin, A.; Hubel, K.; Albert, A.; Eschbaum, R.; Vetemaa, M. 2017. Diel changes in the fish assemblage in a coastal surf-zone area in the eastern Baltic Sea. *Boreal environment research*, **22**: 83-96.

Vargas, J. M.; Garcia-Lafuente, J.; Delgado, J.; Criado, F. 2003. Seasonal and wind-induced variability of sea surface temperatura patterns in the Gulf of Cadiz. *Journal of Marine System*, **38**: 205-219.

Veiga, P.; Vieira, L.; Bexiga, C.; Sá, R.; Erzini, K. 2006. Structure and temporal variations of fish assemblages of the Castro Marim salt marsh, southern Portugal. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **70**: 27-38.

Vinagre, C.; França, S.; Cabral, H. N. 2006. Diel and semi-lunar patterns in the use of an intertidal mudflat by juveniles of Senegal sole, *Solea senegalensis*. *Estuarine, Coastal and Shelf science*, **69**: 246-254.

Vinagre, C.; Santos, F. D.; Cabral, H. N.; Costa, M. J. 2009. Impact of climate and hydrology on juvenile fish recruitment towards estuarine nursery grounds in the context of climate change. *Estuarine, Coastal and Shelf science*, **85**: 479-486.

Watt-Pringle, P.; Strydom, N. A. 2003. Habitat use by larval fishes in a temperate South African surf zone. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **58**: 765-774.

Weatherley, H.; Gill, H. S. 1987. The biology of fish growth. Academic Press. London. 443 pp.

Wheeler, A. 1969. The Fishes of the British Isles and North-west Europe. Macmillan, London. 613 pp.

Anexos

Anexo I: Características generales de las playas muestreadas ST = Santa María del Mar; TG = Torregorda; CAMP = Camposoto; PB = Punta del Boquerón; BAR = La Barrosa. Extraído del Catálogo de playas – Guía de Playas del Ministerio español de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente (MAPAMA):

<http://www.magrama.gob.es/es/costas/servicios/guia-playas/>

Características	ST	TG	CAMP	PB	BAR
Extensión (m)	900	3500	3650	1650	4000
Latitud (N)	36º 31' 12,47"	36º 27' 36,80"	36º 25' 28,91"	36º 23' 44,78"	36º 21' 35,56"
Longitud (W)	6º 17' 14,01"	6º 15' 14,13"	6º 13' 47,11"	6º 13' 4,89"	6º 10' 34,75"
Condición	Urbana	Natural	Semi-urbana	Natural	Urbana
Urbanización	Urbanizado	No urbanizado	No urbanizado	No urbanizado	Urbanizado
Ocupación	Alto	Bajo	Medio	Bajo	Alto
Paseo marítimo	Si	No	No	No	Si
Fachada litoral	Urbana	Dunas	Dunas	Dunas	Urbana y dunas
Infraestructuras	Accesos y servicios	No	Acceso y servicios	No	Accesos y servicios
Espacio protegido	No	Parque natural	Parque natural	Parque natural	No
Otros	Limitada entre dos espigones de escollera de contención	Limitada por un espigón y una zona militar de acceso restringido		Acceso complicado	

ANEXO II. Clasificación taxonómica, según WoRMS, de las especies ícticas encontradas en los muestreos.

Especie / Género	Filo	Clase	Orden	Familia
<i>Atherina presbyter</i> (Cuvier, 1892)	Cordados	Actinopterygios	Atheriniformes	Atherinidae
<i>Callionymus</i> sp. (Linneo, 1758)	Cordados	Actinopterygios	Perciformes	Callionymidae
<i>Chelon labrosus</i> (Risso 1827)	Cordados	Actinopterygios	Perciformes	Mugilidae
<i>Dicentrarchus labrax</i> (Linneo, 1758)	Cordados	Actinopterygios	Perciformes	Moronidae
<i>Dicentrarchus punctatus</i> (Bloch, 1792)	Cordados	Actinopterygios	Perciformes	Moronidae
<i>Diplodus bellottii</i> (Steindachner, 1882)	Cordados	Actinopterygios	Perciformes	Sparidae
<i>Diplodus puntazzo</i> (Walbaum, 1792)	Cordados	Actinopterygios	Perciformes	Sparidae
<i>Diplodus sargus</i> (Linneo, 1758)	Cordados	Actinopterygios	Perciformes	Sparidae
<i>Diplodus vulgaris</i> (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817)	Cordados	Actinopterygios	Perciformes	Sparidae
<i>Engraulis encrasicolus</i> (Linneo, 1758)	Cordados	Actinopterygios	Clupeiformes	Engraulidae
<i>Liza aurata</i> (Risso, 1810)	Cordados	Actinopterygios	Perciformes	Mugilidae
<i>Liza ramada</i> (Risso, 1810)	Cordados	Actinopterygios	Perciformes	Mugilidae
<i>Liza saliens</i> (Risso, 1810)	Cordados	Actinopterygios	Perciformes	Mugilidae
<i>Mugil cephalus</i> (Linneo, 1758)	Cordados	Actinopterygios	Perciformes	Mugilidae
<i>Pegusa lascaris</i> (Risso, 1810)	Cordados	Actinopterygios	Pleuronectiformes	Soleidae
<i>Sardina pilchardus</i> (Walbaum, 1792)	Cordados	Actinopterygios	Clupeiformes	Clupeidae
<i>Scophthalmus rhombus</i> (Linneo, 1758)	Cordados	Actinopterygios	Pleuronectiformes	Scophthalmidae
<i>Sparus aurata</i> (Linneo, 1758)	Cordados	Actinopterygios	Perciformes	Sparidae
<i>Symphodus roissali</i> (Risso, 1810)	Cordados	Actinopterygios	Perciformes	Labridae
<i>Trachinotus ovatus</i> (Linneo, 1758)	Cordados	Actinopterygios	Perciformes	Carangidae
<i>Trachinus draco</i> (Linneo, 1758)	Cordados	Actinopterygios	Perciformes	Trachinidae
<i>Umbrina ronchus</i> (Valenciennes, 1843)	Cordados	Actinopterygios	Perciformes	Sciaenidae

ANEXO III: Clasificación taxonómica, según WoRMS, de las especies accesorias encontradas en los muestreos.

Espece / Género	Filo	Clase	Orden	Familia
<i>Anilocra physoides</i> (Linneo, 1758)	Artrópodos	Malacostraceos	Isopoda	Cymothoidae
<i>Aplysia</i> sp. (Linneo, 1767)	Moluscos	Gastropodos	Anaspidea	Aplysiidae
<i>Aurelia aurita</i> (Linneo, 1758)	Cnidarios	Escifozoos	Semaeostomeae	Ulmaridae
<i>Carybdea marsupialis</i> (Linneo, 1758)	Cnidarios	Cubozoos	Carybdeida	Carybdeidae
<i>Cleantis</i> sp. (Dana, 1849)	Artrópodos	Malacostraceos	Isopoda	Holognathidae
<i>Clibanarius erythropus</i> (Latreille, 1818)	Artrópodos	Malacostraceos	Decapoda	Diogenidae
<i>Crangon crangon</i> (Linneo, 1758)	Artrópodos	Malacostraceos	Decapoda	Crangonidae
<i>Diogenes pugilator</i> (Roux, 1829)	Artrópodos	Malacostraceos	Decapoda	Diogenidae
<i>Eualus pusiulus</i> (Krøyer, 1841)	Artrópodos	Malacostraceos	Decapoda	Thoridae
<i>Glycera tridactyla</i> (Schmarda, 1861)	Anélidos	Poliquetos	Phyllodocida	Glyceridae
<i>Haplostylus normani</i> (G. O. Sars, 1877)	Artrópodos	Malacostraceos	Mysida	Mysidae
<i>Liocarcinus depurator</i> (Linneo, 1788)	Artrópodos	Malacostraceos	Decapoda	Polybiidae
<i>Macropodia</i> sp. (Leach, 1814)	Artrópodos	Malacostraceos	Decapoda	Inachidae
<i>Maja squinado</i> (Herbst, 1788)	Artrópodos	Malacostraceos	Decapoda	Majidae
<i>Nymphum gracile</i> (Leach, 1814)	Artrópodos	Picnogónidos	Pantopoda	Nymphonidae
<i>Pachygrapsus marmoratus</i> (Fabricius, 1787)	Artrópodos	Malacostraceos	Decapoda	Grapsidae
<i>Palaemon elegans</i> (Rathke, 1837)	Artrópodos	Malacostraceos	Decapoda	Palaemonidae
<i>Palaemon serratus</i> (Pennant, 1777)	Artrópodos	Malacostraceos	Decapoda	Palaemonidae
<i>Portumnus latipes</i> (Pennant, 1777)	Artrópodos	Malacostraceos	Decapoda	Carcinidae
<i>Processa</i> sp. (Leach, 1815)	Artrópodos	Malacostraceos	Decapoda	Processidae
<i>Rondeletiola minor</i> (Naef, 1912)	Moluscos	Cefalópodos	Sepiida	Sepiolidae
<i>Siriella armata</i> (Milne Edwards, 1837)	Artrópodos	Malacostraceos	Mysida	Mysidae
<i>Upogebia</i> sp. (Leach, 1814)	Artrópodos	Malacostraceos	Decapoda	Upogebiidae

ANEXO IV: Fotografías de las especies capturadas en los muestreos realizados.

Escala utilizada: 1 cm













